

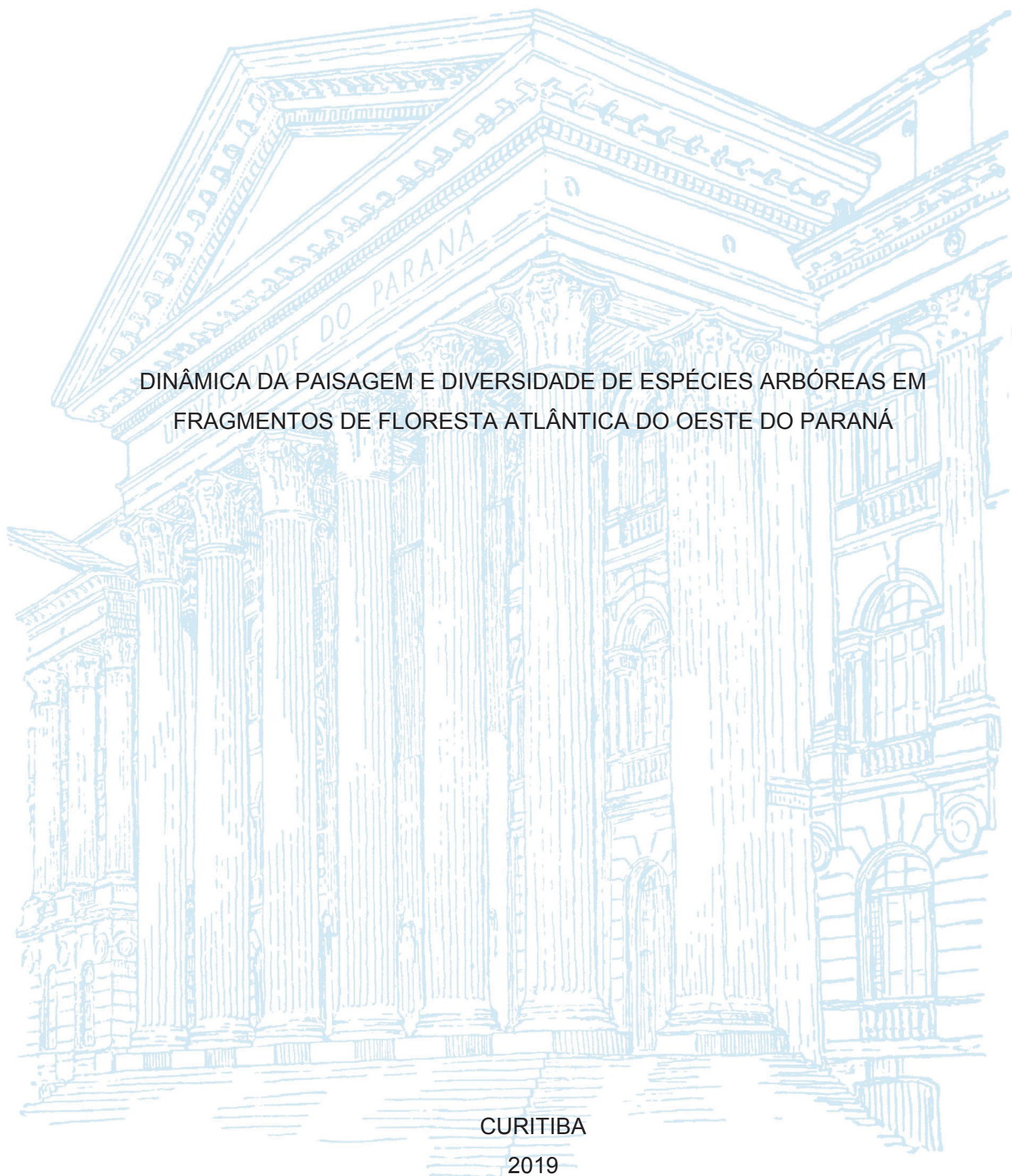
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JHÉSSICA LETÍCIA BALD

DINÂMICA DA PAISAGEM E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM  
FRAGMENTOS DE FLORESTA ATLÂNTICA DO OESTE DO PARANÁ

CURITIBA

2019



JHÉSSICA LETÍCIA BALD

DINÂMICA DA PAISAGEM E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM  
FRAGMENTOS DE FLORESTA ATLÂNTICA DO OESTE DO PARANÁ

Dissertação apresentada como requisito parcial à  
obtenção do grau de Mestre em Botânica, no  
Curso de Pós-Graduação em Botânica, Setor de  
Ciências Biológicas, da Universidade Federal do  
Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Victor Pereira Zwiener

CURITIBA  
2019

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.  
Biblioteca de Ciências Biológicas.  
(Giana Mara Seniski Silva – CRB/9 1406)

Bald, Jhébica Leticia

Dinâmica da paisagem e diversidade de espécies arbóreas em fragmentos de Floresta Atlântica do oeste do Paraná. / Jhébica Leticia Bald. – Curitiba, 2019.

92 p.: il.

Orientador: Victor Pereira Zwiener

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Botânica.

1. Árvores – Mata Atlântica. I. Título II. Zwiener, Victor Pereira III. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Botânica.

CDD (22. ed.) 577.34



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

Setor de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Botânica



**Dinâmica da paisagem e diversidade de arbóreas em fragmentos de Floresta Atlântica do oeste do Paraná**

por

**Jhébica Letícia Bald**

**Dissertação aprovada como requisito parcial  
para obtenção do grau de Mestre no Programa  
de Pós-Graduação em Botânica, pela Comissão  
formada pelos doutores**

**Victor Pereira Zwiener**

**Wagner Gularte Cortez**

**Carina Kozera**

**Palotina, 15 de março de 2019.**

Aos meus pais Mirian e Vilmar, minha irmã Amanda e minha avó Anita, cujo apoio e incentivo constantes me fizeram mais forte e incapaz de desistir.

Ao meu melhor amigo Jean, que há anos me ajuda a enfrentar a vida e o meio acadêmico com um sorriso no rosto.

Ao meu orientador Victor pela extrema competência, por ser uma inspiração de vida e um exemplo a ser seguido.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus e aos meus pais, cuja força de vontade e admirável capacidade de lutar contra as adversidades me inspiram a seguir meus sonhos obstinadamente, e cujo apoio e amor incondicionais foram meu suporte durante todo o caminho até aqui.

À minha irmã pela confiança e fé investida em mim e à minha avó por ser meu “ombro-amigo” e meu exemplo de vida.

Aos meus amigos por toda a compreensão, pelas risadas, reflexões e momentos de distração que fizeram meus dias mais leves e aos colegas e companheiros de campo, cujas horas de esforço tornaram tudo possível.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Victor Pereira Zwiener, por ser como um segundo pai, ter me ensinado a gostar de estatística e por domar a engenheira florestal que existe em mim me convertendo em uma botânica com coração de ecóloga. Agradeço por me mostrar o que é ser um profissional de competência, por todo o apoio, conselhos, acompanhamento e amizade.

À sempre amável Profa. Dra. Carina Kozera e ao Museu Botânico Municipal de Curitiba pelo auxílio com as identificações botânicas.

Ao Israel, por todos os ensinamentos, contribuições e ajuda prestada.

À Profa. Dra. Márcia C. M. Marques, pela simpatia e compreensão.

Ao Prof. Dr. Ronan Felipe de Souza por gentilmente nos ceder seus dados.

Ao Programa de Pós-Graduação em Botânica do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná por todos os ensinamentos adquiridos.

Aos funcionários da Universidade Federal do Paraná e do Parque Estadual de São Camilo pelo suporte.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela bolsa concedida.

A todos que de algum modo contribuíram e tornaram este estudo possível, minha mais sincera gratidão.

*"O que sabemos é uma gota, o que não sabemos é um oceano."*

Isaac Newton



## RESUMO

Dada a elevada diversidade e importância das florestas tropicais na ciclagem do carbono e a dimensão do processo de destruição e degradação de habitat que ameaça estes ecossistemas, conhecer a diversidade e averiguar o potencial de provisão de serviços ecossistêmicos de fragmentos florestais em paisagens modificadas é fundamental para a conservação e o bem-estar humano. Portanto, este estudo buscou avaliar diferentes fragmentos Mata Atlântica, quanto à existência de padrões de estrutura do componente arbóreo, diversidade taxonômica, funcional e filogenética considerando as modificações da paisagem, no intuito de inferir sobre possíveis efeitos do histórico de distúrbios na diversidade de espécies arbóreas e no funcionamento dos ecossistemas florestais. Foram avaliadas duas unidades de conservação e um fragmento urbano situados na região Oeste do Estado do Paraná, inseridos em uma paisagem intensamente fragmentada. Um fragmento bem preservado foi tomado como área de referência para comparação. Em cada fragmento foram instaladas em cada 15 parcelas de 10x10 m em blocos de 30x50 m. Todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP)  $\geq 5$  cm foram marcados e tiveram a circunferência a altura do peito (CAP) e altura mensuradas. Para a área de referência, foram utilizados dados de 21 parcelas de 0,2 ha e o mesmo critério de inclusão. Avaliou-se a riqueza de espécies, a equitabilidade, a diversidade taxonômica, a estrutura florestal, a biomassa acima do solo, o estoque de carbono, a diversidade funcional e a filogenética. Para estimar a diversidade funcional foram compilados seis atributos funcionais relacionados ao papel das espécies na estrutura florestal, potencial de regeneração e provisão e uso de recursos. Para avaliar a diversidade filogenética, construiu-se uma árvore filogenética utilizando todas as espécies ocorrentes nos fragmentos estudados como pool. Afim de averiguar possíveis relações entre a composição da paisagem e a diversidade, utilizou-se diferentes métricas da paisagem relacionadas ao isolamento, a fragmentação e a representatividade de grandes fragmentos. As métricas de diversidade foram contrastadas com métricas da paisagem e somente os modelos com melhor desempenho foram selecionados. As áreas de estudo abrigam diferentes assembleias de árvores e apesar da menor área basal, não diferem da maioria das áreas de referência em termos de biomassa acima do solo e estoque de carbono. Os fragmentos apresentaram proporções semelhantes de atributos funcionais, elevada diferenciação de nicho e as espécies coexistentes apresentam-se distribuídas uniformemente no espaço funcional. Todas as áreas foram mais diversas filogeneticamente que o esperado ao acaso. O menor fragmento apresentou uma tendência de agrupamento filogenético, enquanto as demais áreas apresentaram um padrão de dispersão. O histórico de distúrbios afetou diretamente a estrutura e o funcionamento dos fragmentos estudados alterando, principalmente, os padrões de densidade, área basal, uniformidade funcional e diferenciação de nicho das espécies arbóreas. Embora não suportem o mesmo montante de espécies que florestas bem preservadas, os fragmentos apresentam elevado potencial de contribuição para o sequestro e armazenamento de carbono e podem, combinados, incrementar a diversidade regional e garantir a perpetuação da biodiversidade e das funções ecossistêmicas.

**Palavras-chave:** Diversidade Funcional; diversidade filogenética, fragmentação, corte seletivo.



## ABSTRACT

Given the high diversity and importance of tropical forests in carbon cycling, and the extent of the process of habitat destruction and degradation that threatens these ecosystems, knowing the diversity and ascertaining the potential of support ecosystem services of forest fragments in modified landscapes is critical to conservation and human well-being. Therefore, the aim of this work was to evaluate different Atlantic Forest fragments, regarding the existence of patterns of tree structure, taxonomic, functional and phylogenetic diversity considering the landscape modifications, in order to infer about possible effects of the disturbance history in the diversity of tree species and in the functioning of forest ecosystems. We evaluate two protected areas and an urban fragment located in the western region of the State of Paraná, inserted in an intensely fragmented landscape. A well-preserved fragment was taken as reference area for comparison. Were installed 15 plots of 10x10 m in blocks of 30x50 m per fragment. All arboreal individuals with diameter at breast height (DBH)  $\geq 5$  cm were marked and had the circumference of breast height (CBH) and overall height measured. For the reference area, we used data from 21 plots of 0.2 ha and the same inclusion criterion. The species richness, equitability, taxonomic diversity, forest structure, above-ground biomass, carbon stock, functional diversity and phylogenetics were evaluated. In order to estimate functional diversity, six functional attributes related to the role of species in forest structure, potential for regeneration, and provision and use of resources were compiled. To evaluate phylogenetic diversity, a phylogenetic tree was constructed using all species occurring in the studied fragments as pool. In order to investigate possible relationships between landscape composition and diversity, we used different landscape metrics related to the isolation, fragmentation and representativeness of large fragments. Diversity metrics were contrasted with landscape metrics and only the best performing models were selected. The study areas harbor different tree assemblages and, despite the smaller basal area, do not differ from most of the reference areas in terms of aboveground biomass and carbon stock. The fragments presented similar proportions of functional attributes, high niche differentiation and coexisting species are distributed evenly in the functional space. All areas were more phylogenetically diverse than expected at random. The smallest fragment presented a tendency of phylogenetic grouping, while the other areas showed a dispersion pattern. The disturbance history directly affected the structure and functioning of the studied fragments, mainly altering the patterns of density, basal area, functional uniformity and niche differentiation of tree species. Although they do not support the same amount of species as well-preserved forests, the fragments have a high potential for contributing to carbon sequestration and storage and can, in combination, increase regional diversity and ensure the perpetuation of biodiversity and ecosystem functions.

**Keywords:** Functional diversity; phylogenetic diversity; fragmentation; selective logging.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>11</b>
1.1	CONTEXTO, PROBLEMA E JUSTIFICATIVA	11
1.2	OBJETIVOS	15
1.2.1	Objetivo Geral	15
1.2.2	Objetivos Específicos	15
<b>2</b>	<b>CAPÍTULO I: MORE OF THE SAME OR COMPLEMENTARY PARTS? THE CASE OF BIODIVERSITY, COMMUNITY STRUCTURE AND CARBON STOCKS IN ATLANTIC FOREST FRAGMENTS</b>	<b>16</b>
<b>3</b>	<b>CAPÍTULO II: RELAÇÕES ENTRE DIVERSIDADE TAXONÔMICA, FUNCIONAL, FILOGENÉTICA E MUDANÇAS NA COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DO OESTE DO PARANÁ</b>	<b>50</b>
<b>4</b>	<b>CONCLUSÃO</b>	<b>70</b>
	REFERÊNCIAS	72
	APÊNDICES	82
	ANEXO 1 - INSTRUÇÕES PARA AUTORES E NORMAS DE FORMATAÇÃO DA REVISTA JOURNAL OF VEGETATION SCIENCE DISPONÍVEIS ONLINE	87
	ANEXO 2 – INSTRUÇÕES PARA AUTORES E NORMAS DE FORMATAÇÃO DA REVISTA BIOTA NEOTROPICA DISPONÍVEIS ONLINE	90

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 CONTEXTO, PROBLEMA E JUSTIFICATIVA

Os ecossistemas vêm sofrendo impactos ambientais massivos em escalas espaço-temporais sem precedentes (ELLIS; RAMANKUTTY, 2008; CORLETT, 2015). Alterações decorrentes das atividades humanas como as mudanças no uso do solo, a perda de habitat, a fragmentação, a poluição, a invasão biológica e as mudanças climáticas, têm causado o aumento das taxas de extinção, implicando em perda de diversidade biológica (CHAPIN III et al., 2000; SNELGROVE et al., 2014; NEWBOLD et al., 2015). A biodiversidade tem um papel fundamental na manutenção da estabilidade dos ecossistemas, suportando os processos ecológicos que os sustentam (HARRISON et al., 2014; ISBELL et al. 2015; WANG; LOREAU, 2016). A perda de espécies tende a simplificar os ecossistemas, pois afeta direta e/ou indiretamente a estrutura e o funcionamento das comunidades, podendo comprometer a provisão de serviços ecossistêmicos (HAUTIER et al., 2015; OLIVER et al., 2015, WANG; LOREAU, 2016).

As florestas tropicais estão entre os ecossistemas mais diversos da Terra e simultaneamente mais ameaçados pelas atividades humanas. Estes ambientes provêm uma vasta gama de serviços ecossistêmicos, desempenham um papel fundamental no ciclo global do carbono e são cruciais para mitigação dos impactos das mudanças climáticas e conservação da biodiversidade (MORRIS, 2010; BROCKERHOFF et al., 2017, TAUBERT et al., 2018). A destruição de habitat, a fragmentação e atividades exploratórias estão entre os distúrbios de origem antropogênica que mais ameaçam as florestas tropicais e são os principais responsáveis pela degradação destes ecossistemas, pois desencadeiam mudanças estruturais e composicionais nas comunidades florestais, pondo em risco a diversidade biológica e as funções ecossistêmicas (MORRIS, 2010; REYER et al., 2015; ZWIENER et al., 2017).

A perda de habitat e a fragmentação transformam florestas contínuas em manchas florestais circundadas por áreas de uso humano, induzindo modificações nos ambientes remanescentes, cuja severidade está relacionada, principalmente, à quantidade de habitat e ao grau de isolamento (FAHRIG, 2003; LAURANCE et al., 2011; HADDAD et al., 2015). A fragmentação envolve a divisão de habitats

contínuos em manchas menores, mais isoladas, entremeadas a uma matriz antropizada e compreende mudanças no tamanho e conectividade dos fragmentos associadas ao efeito de borda (MAGRACH et al., 2014; HADDAD et al., 2015; MCGILL et al., 2015; WILSON et al., 2016). Esse processo pode levar ao aumento das taxas de mortalidade e ao declínio populacional ou extinção local de polinizadores, dispersores e espécies raras (CORDEIRO; HOWE, 2001), além de facilitar a invasão por espécies exóticas e favorecer dominantes, culminando na perda progressiva da diversidade biológica e em homogeneização biótica (LÔBO et al., 2001; TABARELLI; PERES; MELO, 2012). Em longo prazo, é capaz de modificar a estrutura e a função dos fragmentos remanescentes, podendo alterar a trajetória sucessional e impactar ciclos biogeoquímicos, em especial o do carbono (HADDAD et al., 2015; SMITH et al., 2018). Similarmente, práticas de exploração madeireira, inclusive as que não envolvem a total derrubada da floresta, como o corte seletivo, impactam a estrutura florestal, a riqueza de espécies, a diversidade genética e a ciclagem de nutrientes (GATTI et al., 2015).

Os remanescentes de floresta podem seguir por caminhos distintos a depender da intensidade e tipo de distúrbios aos quais foram submetidos. Podem tanto apresentar baixa diversidade como podem ser capazes de manter a composição de espécies e funções ecossistêmicas (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013; BARLOW et al., 2016; SFAIR et al., 2016). Por um lado, a fragmentação pode homogeneizar a biota e eliminar as espécies raras e endêmicas no decorrer do tempo, e os fragmentos passam a ser constituídos por um mesmo conjunto de espécies generalistas, culminando em elevada similaridade florística e baixa beta diversidade (LÔBO et al., 2011, ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013). Por outro lado, também pode promover a diferenciação da composição de espécies (alta dissimilaridade florística) entre fragmentos em função do aumento do isolamento e limitação da dispersão, elevando a beta diversidade (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013; SOCOLAR et al., 2016). Neste caso, pequenos fragmentos que diferem em termos de composição florística e são capazes de sustentar populações locais de espécies raras, endêmicas e/ou ameaçadas, podem combinados promover elevada beta diversidade (HERNÁNDEZ-RUEDAS et al., 2014; SOCOLAR et al., 2016).

Apesar de florestas primárias serem imprescindíveis para a conservação da diversidade biológica e de funções ecossistêmicas (GIBSON et al., 2011), dada a

raridade da maioria das espécies florestais tropicais (TER STEEGE et al., 2013) a de florestas intactas ou bem preservadas, fragmentos florestais passam a ser fundamentais para garantir a perpetuação da biodiversidade e a manutenção do funcionamento dos sistemas ecológicos em escalas locais e regionais (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2009; SANTOS et al., 2010; DECOCQ et al., 2016) onde as estratégias de manejo são preferivelmente implementadas (SIMINSKI et al., 2011; JAKOVAC et al., 2015). Considerando que ações de manejo e conservação representam práticas que dispendem tempo e recursos financeiros, é crucial reconhecer as áreas com maior potencial de conservar o máximo de diversidade possível (ZWIENER et al., 2017), levando em conta a diversidade de espécies, a funcionalidade e a história evolutiva das comunidades (CADOTTE et al., 2010). Para tal, compreender e prever as respostas dos fragmentos aos impactos é essencial (BENNET et al., 2015).

Enquanto os métodos tradicionais de mensuração da diversidade que enfatizam a quantidade e distribuição espacial das espécies independente da identidade, são, com frequência, menos eficientes em captar os impactos de alterações ambientais nas funções e processos ecossistêmicos, medidas como a diversidade funcional e a diversidade filogenética, que incorporam informações acerca dos atributos funcionais e das relações filogenéticas das espécies, permitem inferir sobre seus efeitos no funcionamento e na história evolutiva das comunidades (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; FLYNN et al., 2011; MAESHIRO et al., 2013; CADOTTE et al., 2015). A abordagem funcional captura os distintos aspectos do uso de recursos e requisitos de habitat das espécies e permite inferir acerca dos mecanismos que estruturam e determinam o funcionamento das comunidades (CADOTTE et al., 2009; CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009). Adicionalmente, a diversidade filogenética representa a história evolutiva acumulada da comunidade, que pode influenciar sua capacidade de adaptação às mudanças ambientais. Integrar as medidas de diversidade taxonômica tradicionais à diversidade funcional e filogenética, levando em conta processos históricos modificadores da paisagem em que as comunidades-alvo se inserem apresenta-se como uma alternativa mais robusta para entender a distribuição espacial e temporal das diferentes espécies e as relações entre biodiversidade e funcionamento ecossistêmico (PETCHEY;

GASTON, 2002; CADOTTE et al., 2011; SWENSON et al., 2011; HATFIELD et al., 2018).

A Mata Atlântica brasileira é um exemplo de bioma florestal altamente diverso e intensamente impactado pelas atividades humanas (RIBEIRO et al., 2009; HADDAD et al., 2015). Originalmente, estendia-se ao longo da costa oriental brasileira, abrangendo 17 estados e perfazendo uma área de mais de 1,3 milhões de km<sup>2</sup>. A expansão de áreas urbanas, de cultivo agrícola, da pecuária e a extração de madeira modificaram a paisagem e reduziram a cobertura original a aproximadamente 28% do total, distribuídos em fragmentos majoritariamente pequenos, dispersos e vulneráveis (REZENDE et al., 2018).

No Estado do Paraná, dos mais de 80% do território recobertos por florestas nativas do bioma Mata Atlântica, restam cerca de 5% (GUBERT FILHO, 2010). Uma das situações mais alarmantes é a da Floresta Estacional Semidecidual (FES) que cobria 37,3% do estado e foi reduzida a meros 3,4% do original (FERRETI; SCHRAPPE; BRITZ, 2006). Em geral, os maiores remanescentes de FES no Paraná são encontrados em áreas protegidas, como o Parque Nacional do Iguaçu (PARANÁ, 2006). Na região Oeste, onde o desflorestamento foi particularmente intenso (SCHALLENBERGER; TOMAZELLA, 2010), cabe destacar o Parque Estadual de São Camilo (PESC) e a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Açú, que têm como um dos propósitos a proteção da biota local, porém carecem de informações acerca das dimensões da biodiversidade que abrigam (PARANÁ, 2006). Apesar do crescente número de estudo abordando a diversidade vegetal da FES (SOUZA et al. 2017, ESTEVAN; VIEIRA; GORENSTEIN, 2016; LIMA et al., 2015), poucos abordaram aspectos funcionais e filogenéticos e os potenciais efeitos do histórico de distúrbio sobre a estrutura das comunidades. É, portanto, essencial suprir esta lacuna e avaliar os fragmentos de FES sob um panorama que integra as diferentes faces da diversidade (taxonômica, funcional e filogenética). Desta forma é possível identificar as consequências deixadas pelo processo histórico de ocupação da região, no intuito de compreender mecanismos estruturadores das comunidades e obter o conhecimento necessário para embasar estratégias de conservação.

## 1.2 OBJETIVOS

### 1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar diferentes fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual do Oeste do Paraná quanto à existência de padrões de estrutura do componente arbóreo, diversidade taxonômica, funcional e filogenética considerando o histórico da paisagem, no intuito de inferir sobre possíveis efeitos da fragmentação e do uso do solo na diversidade de espécies arbóreas e no funcionamento dos ecossistemas florestais.

### 1.2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar aspectos da composição de espécies e estrutura das comunidades florestais.
- Avaliar os fragmentos florestais quanto à existência de padrões de diversidade taxonômica, funcional e filogenética do componente arbóreo.
- Comparar os fragmentos estudados em termos de estimativas de biomassa acima do solo e estoque de carbono.
- Comparar aspectos das comunidades arbóreas de fragmentos florestais inseridos em uma paisagem antropogênica com um fragmento de referência.
- Inferir a respeito do valor de conservação das comunidades arbóreas avaliadas.
- Compreender os mecanismos de montagem das comunidades.
- Verificar potenciais indícios dos impactos antropogênicos.
- Detectar situações de vulnerabilidade ecológica.



## 2 CAPÍTULO I\*

MORE OF THE SAME OR COMPLEMENTARY PARTS? THE CASE OF  
BIODIVERSITY, COMMUNITY STRUCTURE AND CARBON STOCKS IN  
ATLANTIC FOREST FRAGMENTS

\*Capítulo formatado de acordo com as normas da revista *Journal of Vegetation Science*.

**More of the same or complementary parts? The case of biodiversity,  
community structure and carbon stocks in Atlantic Forest fragments**

Jhébica Letícia Bald<sup>a\*</sup>, Jean M. F. Kramer<sup>a</sup>, Ronan Felipe Souza<sup>b</sup>, Victor P. Zwiener<sup>a,c</sup>

<sup>a</sup>Programa de Pós-graduação em Botânica, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brazil.

<sup>b</sup>Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, PR, Brazil.

<sup>c</sup>Departamento de Biodiversidade, Setor Palotina, Universidade Federal do Paraná, Palotina, PR, Brazil.

\*corresponding author: [jhessicaleticiabald@gmail.com](mailto:jhessicaleticiabald@gmail.com)

## 25    **Abstract**

26

27    **Questions:** Disturbances are pervasive drivers of changes in species composition, community  
28    structure and ecosystem functioning in tropical forests. Remnants of tropical forests may  
29    either present low diversity or maintain regional biota and functions, depending on the  
30    intensity and extent of past disturbances. Recognition of these patterns is essential for  
31    conservation efforts, we assessed two questions: (i) Does the tree community from forest  
32    fragments in a highly deforested landscape experience floristic differentiation or  
33    homogenization? (ii) Can disturbed fragments sustain regional biodiversity and provide  
34    ecosystem services critical to climate mitigation similarly to well-preserved forests?

35    **Location:** Atlantic Forest fragments in southern Brazil.

36    **Methods:** We sampled the tree community with diameter at breast height  $\geq 5\text{cm}$  in three  
37    forest fragments inserted in an anthropogenic landscape and analyzed the data in comparison  
38    to 21 sites located within a well-preserved forest as reference. We evaluated tree species  
39    composition, community structure and estimated aboveground biomass and carbon stock of  
40    fragments and reference sites. Compositional similarities were evaluated with multivariate  
41    tests and ordination, complemented with  $\beta$ -diversity partitioning into turnover and nestedness  
42    components.

43    **Results:** Our findings indicate that community structure, aboveground biomass and carbon  
44    stocks are more affected than species richness in forest fragments. Disturbed fragments  
45    contribute to carbon dynamics and climate mitigation similarly to old-growth forests. The  
46    studied fragments show floristic differentiation and combined promote high levels of regional  
47    diversity via species turnover.

48    **Conclusions:** The studied fragments may act as complementary parts to support biodiversity  
49    and provision of regulating ecosystem services in a highly deforested landscape. Given the

50 rarity of primary tropical forests, such fragments may play an important role for conservation.  
51 Our results contribute to the development of management strategies and decision making  
52 regarding the conservation of the Atlantic Forest biodiversity.

53

## 54 **Keywords**

55 Tree species; disturbance history; compositional shifts; aboveground biomass; carbon cycle;  
56 seasonal semideciduous forest.

57

## 58 **Introduction**

59

60 Tropical forests play a key role in the global carbon cycle, are crucial for climate  
61 mitigation, maintenance of biological diversity and human well-being (Taubert et al., 2018).  
62 However, human actions have led to the loss, fragmentation, and degradation of tropical  
63 ecosystems, triggering changes in community structure and composition, and jeopardizing  
64 biodiversity and ecosystem functions (Newbold et al., 2015; Zwiener et al., 2017). Remnants  
65 of tropical forests may either present low diversity or maintain regional biota and functions,  
66 depending on the intensity and extent of past disturbances (Arroyo-Rodriguez et al., 2013).  
67 Understanding the extent to which fragments support local and regional biodiversity and  
68 ecosystem services is paramount for effective conservation efforts, decision making and  
69 landscape management (Zwiener et al., 2017).

70 Fragmentation consists of the division of continuous ecosystems into smaller and more  
71 isolated habitat patches interspersed with an anthropic matrix (Haddad et al., 2015; Newbold  
72 et al., 2015; Wilson et al., 2016). Such process comprises loss of habitat, changes in size and  
73 connectivity of fragments associated to the edge effect (Haddad et al., 2015). In forest

74 environments, fragmentation may increase tree mortality rates and lead to the population  
75 decline and local extinction of pollinators, seed dispersers and rare species (Laurance et al.,  
76 2006; Haddad et al., 2015). It can also facilitate the invasion by exotic species and promote  
77 dominants, culminating in progressive loss of biodiversity (Lôbo, Leão, Melo, Santos &  
78 Tabarelli, 2011). In the long term, fragmentation may modify the structure and even the  
79 functioning of the remaining fragments, including biogeochemical cycles such as carbon  
80 cycle (Haddad et al., 2015).

81 Tropical forests are often dominated by a select group of species that corresponds to  
82 most of the arboreal individuals while the remainder of the species is rare (ter Steege et al.,  
83 2013). Considering that fragmentation tends to eliminate rare species, remnants may present  
84 homogeneous communities composed mostly of the same generalist species (Arroyo-  
85 Rodríguez et al., 2013). Conversely, depending on landscape configuration, fragmentation  
86 may promote differentiation in species composition and increase  $\beta$ -diversity due to isolation  
87 and dispersal limitation (Arroyo-Rodríguez et al., 2013; Socolar, Gilroy, Kunin & Edwards,  
88 2016). In such case, a set of small forest fragments may still sustain local populations of rare  
89 species and combined promote high  $\beta$ -diversity (Hernández-Ruedas et al., 2014; Socolar et  
90 al., 2016). Therefore, tropical forest remnants can illustrate different panoramas: (i) it can be  
91 more of the same (high floristic similarity), where established species tend to have wide  
92 geographic distributions and be resistant or even benefit from disturbances; (ii) encompass  
93 complementary species (high floristic differentiation) that together present high  $\beta$ -diversity  
94 (Arroyo-Rodríguez et al., 2013). Given the rarity of some species and of well-preserved  
95 continuous forests, such remnants may become fundamental for the maintenance of  
96 biodiversity and ecosystem functions at local and regional scales, where management actions  
97 are frequently implemented (Laurance, Sayer & Cassman, 2014; Decocq et al., 2016). As  
98 such, to infer the importance of small fragments these two hypotheses must be considered.

99           The sequestration of atmospheric carbon through plant photosynthesis is one of the  
100 regulating ecosystem services provided by forests (Decocq et al., 2016). More than 40% of  
101 the world's terrestrial carbon is stored in tropical forests. These ecosystems, including  
102 remnants of secondary forests, play an essential role in carbon sequestration (Paula, Costa, &  
103 Tabarelli, 2011; Chazdon et al., 2016). Given the current trends of global changes,  
104 understanding local carbon dynamics, stocks and mitigation potential of forest fragments are  
105 essential to predict and plan management strategies (Shimamoto, Botosso, & Marques, 2014;  
106 Zwiener et al. 2017).

107           The Atlantic Forest is among the largest tropical forests in the world, originally  
108 extending for more than 150 million hectares along the Brazilian coast, parts of Argentina and  
109 Paraguay. Throughout its extension, it encompasses a wide range of environmental  
110 conditions, whose distinct combinations maintain high biodiversity and endemism (Ribeiro,  
111 Metzger, Martensen, Ponzoni & Hirota, 2009; Lima et al., 2015). Timber extraction,  
112 suppression of vegetation for agricultural purposes and the advance of urban areas have made  
113 the Atlantic Forest an intensively fragmented landscape (Haddad et al., 2015). The remaining  
114 28% of the original cover corresponds, mostly, to small fragments (<50 ha), isolated and  
115 inserted in anthropic matrices (Ribeiro et al., 2009; Rezende et al., 2018). Of particular  
116 concern is the Seasonal Semideciduous Forest (SSF), typical of the interior region of the  
117 Atlantic Forest extent, which has been severely reduced and fragmented in recent decades  
118 (Dettke, Crespão, Siquerolo, Siqueira & Caxambú, 2018). Only scarce attempts have been  
119 made to understand the SSF structure, biodiversity and potential for carbon storage,  
120 particularly in altered forest fragments, resulting in a large knowledge gap and limiting  
121 management strategies towards conservation of biodiversity and ecosystem services (Lima et  
122 al., 2015, Zwiener et al., 2017; Dettke et al., 2018).

123        This study aims to evaluate SSF fragments in terms of community structure,  
124 biodiversity, and provision of regulating ecosystem services. More specifically we seek to  
125 compare descriptors of community structure, species composition, aboveground biomass and  
126 carbon stock from forest fragments inserted in an anthropogenic landscape in relation to  
127 reference sites of regionally well-preserved continuous forests in southern Brazil. With the  
128 present results, we infer on processes that promote floristic differentiation, homogenization  
129 and carbon storage in order to assess the conservation value of small and isolated fragments in  
130 a biodiversity hotspot.

131

## 132    **Methods**

133

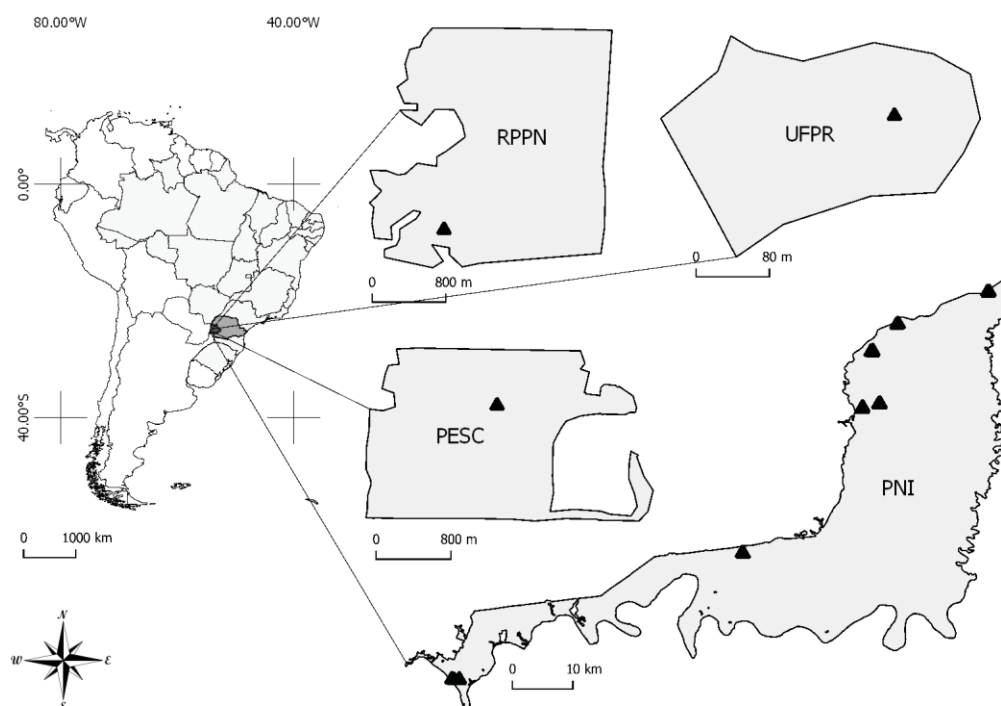
### 134    *1. Study region and sites*

135

136        We studied three forest fragments in comparison to reference sites. Two fragments and  
137 the reference sites are under environmental protection, and one fragment is inserted in an  
138 urban landscape. All sites are located in the western region of the state of Paraná (PR),  
139 southern Brazil as follows: the Parque Nacional do Iguaçu (PNI) (25°27'38" S and 53°55'19"  
140 W), with 185,262.5 hectares (ha) of well-preserved forests, is one of the largest and most  
141 important SSF remnants and it was used as reference; the Parque Estadual de São Camilo  
142 (PESC) (24°18'50 "S and 53°55'02"W), also under protection regime, with approximately 385  
143 ha; the Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Açú (RPPN) (24°11'17 "S and  
144 53°58'01"W), a private protected area for sustainable use with 484 ha, and the urban forest  
145 fragment located within Universidade Federal do Paraná (UFPR) in Palotina (24°17'34 "S and  
146 53°50'32"O) with approximately 4 ha (Figure 1).



147        Soils are mainly Red Nitossolos, Purple and Red Latosols and Gleysols Haplic  
 148        (Pedron, Mariani, Farias, & Rossetto, 2013; Souza, Machado, Galvão, & Figueiredo Filho,  
 149        2017). The climate in the region is Cfa and annual precipitation varies from 1500 to 2000  
 150        mm, concentrated in the warmer months (December-March), without a defined dry season  
 151        (Alvares, Stape, Sentelhas, Gonçalves & Sparovek, 2014).  
 152



153  
 154        **Figure 1** – Location of the studied Atlantic Forest fragments in the western region of Paraná,  
 155        southern Brazil.

156  
 157        The region is part of the Atlantic Forest biodiversity hotspot and the SSF is the most  
 158        representative phytogeographic unit, although the PNI lies partly in a transitional region with  
 159        the Mixed Ombrophilous Forest (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012; Souza  
 160        et al., 2017). The studied sites were subjected to selective logging in the past, except for

161 certain points of PNI. The fragments are inserted in a highly fragmented landscape (about 7%  
162 of forest cover) and the surroundings of PNI, PESC, and RPPN are mainly composed of  
163 agriculture and roads, whereas the landscape of UFPR is comprised of urban areas with  
164 scattered native and exotic vegetation.

165

## 166 *2. Sampling design*

167

168 For reference of regionally well-preserved forests we used data from 21 plots within  
169 the PNI, each with 0.2 ha of sampling area (more details in Souza et al., 2017). The other  
170 three forest fragments (PESC, RPPN, and UFPR) were sampled with a similar design, in  
171 which we installed 15 plots of 10x10m in blocks of 30x50m, totaling 0.15 ha of sample area  
172 per fragment. We marked all trees with diameter at breast height (DBH)  $\geq 5$ cm and measured  
173 overall height and circumference at breast height (CBH) of each one. Some arboreal  
174 individuals were identified in the field and the others were collected for subsequent  
175 identification. The collected material was herborized, identified and stored in the herbarium of  
176 the Universidade Federal do Paraná in Palotina (HCP Herbarium). Plant names were checked  
177 in Flora do Brasil 2020 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>) and Missouri Botanical Garden  
178 ([www.tropicos.org](http://www.tropicos.org)).

179 We also assessed the conservation status of each species by consulting the IUCN  
180 database (<https://www.iucnredlist.org/>), the Red Book of Brazilian Flora (Martinelli &  
181 Moraes, 2013) and the Red List of Plants Threatened by Extinction in Paraná (Hatschbach &  
182 Ziller, 1995).

183

## 184 *3. Diversity and community structure*

185

186 To describe and compare the community structure among sites we calculated the  
187 following metrics: species richness, tree density, total basal area, Shannon's diversity ( $H'$ ),  
188 Pielou's Equability ( $J'$ ) and species importance value index (IVI). Given that observed values  
189 of richness may be biased by sampling effects (Colwell et al., 2012), we also calculated  
190 species richness extrapolated to 1000 individuals to obtain standardized estimates for each  
191 site. Tree density and total basal area were estimated to one hectare. The IVI summarizes  
192 density, frequency and dominance; therefore, it provides an integrated overview of the  
193 structure of forest communities. The index is obtained as follows:

194

$$195 \quad IVI_i = RDi + RDom_i + RFi$$

196

197 Where  $RDi$  refers to the relative density of  $i$ th species,  $RDom_i$  to the relative dominance of  $i$ th  
198 species and  $RFi$  to the relative frequency of  $i$ th species (Freitas, Mauro & Magalhães, 2012).

199

#### 200 4. Aboveground biomass and carbon stock

201

202 Aboveground biomass (AGB) was estimated with the allometric equation developed  
203 by Chave et al. (2014):

204

$$205 \quad AGB = 0.0673 \times (pD^2H)^{0.976}$$

206

207 Where DBH ( $D$ ) and height averages ( $H$ ) were obtained in the field, and wood density ( $p$ , in g  
208  $cm^3$ ) was obtained from the literature (Brown, 1997; Zanne et al., 2009). When field data was  
209 insufficient to generate an average (eg. only one individual sampled), we complemented the

estimates with information from the literature. To estimate the carbon stock, we multiplied above-ground biomass by 0.47 (Solomon et al., 2007).

To test for statistical differences in biomass and carbon stocks among sites we used an Analysis of Variance (ANOVA) with permutational tests at 5% of significance. To determine which sites differ, the Tukey's posthoc test was used.

## 5. Floristic similarity and differentiation

Differences in species composition were tested with Permutational Analysis of Variance (Permanova) using the Bray-Curtis dissimilarity and 9999 permutations. Abundance data were log transformed prior to analysis to reduce skewness of the distribution. To assess differences among sites, we performed pairwise comparisons using the Bonferroni correction for p-value. We used Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) to reduce dimensions and visualize compositional differences among sites.

Additionally, we performed hierarchical clustering analyses to assess similarities among sites in terms of species composition and forest structure. We performed the analyses with two types of data: log of individual species abundance and the species IVI. The clusters were generated with UPGMA algorithm, Bray-Curtis dissimilarity for abundance data and Euclidean distance for IVI data. The representativeness was assessed by calculating the cophenetic correlation coefficient (Legendre & Legendre, 2012). We evaluated the cohesion of cluster with Silhouette Width (SW), that measures the degree of confidence of the formed clusters. Values range from  $-1$  to  $+1$ , where values near  $+1$  indicate that the objects are well matched to assigned clusters (Brock, Pihur, Datta & Datta, 2008). We also used Average Proportion of Non-overlap (APN), which minimum values indicate the optimal number of

234 clusters (Datta & Datta, 2006). The number of clusters that presented best scores in both  
235 methods was taken as valid (Brock et al., 2008).

236 Finally, we explored the relative contribution of species replacement and richness  
237 gradients to  $\beta$ -diversity at local and regional scales, by partitioning total dissimilarity into  
238 turnover and nestedness components (Baselga, 2010). Species composition in the forest  
239 fragments (UFPR, PESC, and RPPN) and reference sites (PNI) was transformed into binary  
240 matrices, from which we obtained the Sørensen-based multiple-site dissimilarity index, and  
241 respective turnover and nestedness components, for the fragments and the reference sites,  
242 separately, and across all sites.

243 All analyses were performed in the R statistical environment (R Core Team, 2018).

244

## 245 **Results**

246

### 247 *1. Diversity and community structure descriptors*

248

249 We recorded a total of 4681 trees from 186 species across all sites, of which 139 trees  
250 from 45 species and 19 botanical families were recorded at UFPR; 128 trees of 47 species and  
251 24 families at PESC; 194 trees of 54 species and 21 families at RPPN and 4220 trees of 165  
252 species and 49 botanical families were registered at PNI. Together, UFPR, PESC, and RPPN  
253 contained 86 species from 30 families. The fragments and PNI sites had 16 species in  
254 common. Threatened species were registered in all fragments, but most were recorded at PNI  
255 (Table 1). UFPR shared three threatened species with PNI whereas PESC and RPPN shared  
256 five species, but only PESC had endangered species not listed at PNI. Four threatened species  
257 were sample only at PNI. A list of all species, conservation status and respective abundances  
258 at each site is presented in Appendix 1.

**Table 1** – Threatened tree species recorded in the Atlantic Forest fragments of UFPR, PESC, and RPPN, and in the reference sites of Parque Nacional do Iguaçu (PNI) in southern Brazil.

Species	Fragments			Reference	Status	Status
	UFPR	PESC	RPPN	PNI	IUCN	Brazil
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.		X	X	X	-	VU
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze				X	CR	EN
<i>Aspidosperma australe</i> Müll.Arg.				X	-	RA
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	X	X		X	EN	RA
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	X	X	X	X	EN	RA
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	X	X	X	X	VU	VU
<i>Euterpe edulis</i> Mart.			X	X	-	VU
<i>Gleditsia amorphoides</i> (Griseb.) Taub.		X			-	VU
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.			X	X	-	RA
<i>Roupala asplenoides</i> Sleumer				X	-	EN
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.				X	-	VU

CR=critical endangered; EN=endangered; RA=rare; VU=vulnerable, according to classification of IUCN database, Red Book of Brazilian Flora (Martinelli & Moraes, 2013) and Red List of Plants Threatened by Extinction in Paraná (Hatshbach & Ziller, 1995).

260

261           Community structure varied among sites (Table 2). Richness values were higher in  
262 fragments than in 76% of plot at PNI, with RPPN being the richest. Diversity and equability  
263 had greater variation within PNI. RPPN and PESC were most diverse than the average  
264 diversity of PNI ( $H'=3.19$ ), and the same was true for equability ( $J'=0.83$ ). The tree density  
265 from the fragments was greater than the results of 33% of PNI sites, although only RPPN  
266 surpassed the average (1006 ind.ha). Total basal area from all sites at PNI was greater than  
267 values from the fragments.

268

269

270

**Table 2** – Descriptors of tree community structure from Atlantic Forest fragments (UFPR, PESC, RPPN) and reference sites in the Parque Nacional do Iguaçu (PNI01-21), southern Brazil.

Site	So	Se	H'	J'	N (ind. ha <sup>-1</sup> )	G (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	AGB (Mg.ha <sup>-1</sup> )	C stock (Mg.ha <sup>-1</sup> )
UFPR	45	68	3.06	0.80	913	23.77	131.39	61.75
PESC	47	71	3.42	0.89	853	24.55	127.19	59.78
RPPN	54	82	3.32	0.83	1293	22.48	97.24	45.70
PNI01	47	60	3.53	0.91	780	24.04	76.17	35.80
PNI02	44	66	3.44	0.91	720	29.80	88.15	41.43
PNI03	39	46	2.75	0.75	995	31.15	114.51	53.82
PNI04	61	76	3.59	0.87	1245	27.51	73.80	34.69
PNI05	42	60	3.44	0.92	725	27.84	77.74	36.54
PNI06	46	61	3.54	0.92	665	20.85	65.26	30.67
PNI07	38	85	3.22	0.89	1055	39.25	109.59	51.51
PNI08	44	60	3.21	0.85	765	34.33	97.78	45.96
PNI09	42	54	3.21	0.86	815	22.87	49.18	23.11
PNI10	50	71	3.24	0.83	840	37.72	112.82	53.02
PNI11	44	87	2.22	0.59	1490	31.23	62.24	29.25
PNI12	50	71	2.40	0.61	1580	53.85	217.83	102.38
PNI13	56	69	3.59	0.89	880	27.15	78.15	36.73
PNI14	48	60	3.36	0.87	690	22.43	68.27	32.09
PNI15	47	65	3.30	0.86	715	36.51	184.70	86.81
PNI16	52	58	2.99	0.75	1150	30.00	86.81	40.80
PNI17	44	55	2.89	0.76	1090	37.26	116.75	54.87
PNI18	46	46	2.90	0.75	1315	43.15	180.17	84.68
PNI19	53	64	3.45	0.87	1580	35.85	83.04	39.03
PNI20	45	107	3.30	0.87	775	21.02	51.50	24.21
PNI21	48	56	3.41	0.88	1230	21.84	51.48	24.20

So=observed species richness; Se= estimated species richness (1000 individuals);

H'=Shannon index; E'=Pielou's equability; N=number of trees; G=total basal area;

AGB=aboveground biomass; C stock=carbon stock.



272 *Cabralea canjerana* was ubiquitous in all fragments, accounting for 8.23% of total IVI  
273 at UFPR, 6.72% at RPPN and 5.87% at PESC. It was the dominant species at UFPR and also  
274 presented expressive values at RPPN, surpassed only by *Balfourodendron riedalianum*, the  
275 dominant and structurally most important species in that fragment. RPPN and PESC shared  
276 two of the most important species: *Campomanesia xanthocarpa*, with the highest value at  
277 PESC and with 6.07% of total IVI at RPPN; and *Chrysophyllum gonocarpum*, one of the most  
278 important species in both forest fragments, accounting for 8.37% and 7.25% of total IVI at  
279 RPPN and PESC, respectively. At UFPR, *Guarea kunthiana* was the most important species,  
280 with 18% of total IVI. *Citrus aurantium*, an exotic species, had second largest IVI at RPPN.  
281 *C. gonocarpum*, *C. xanthocarpa*, *B. riedalianum*, and *C. canjerana* were among the species  
282 that had more than 5% of the total IVI in some sites at PNI (PNI01-PNI03) and the latter was  
283 dominant in all places of occurrence.

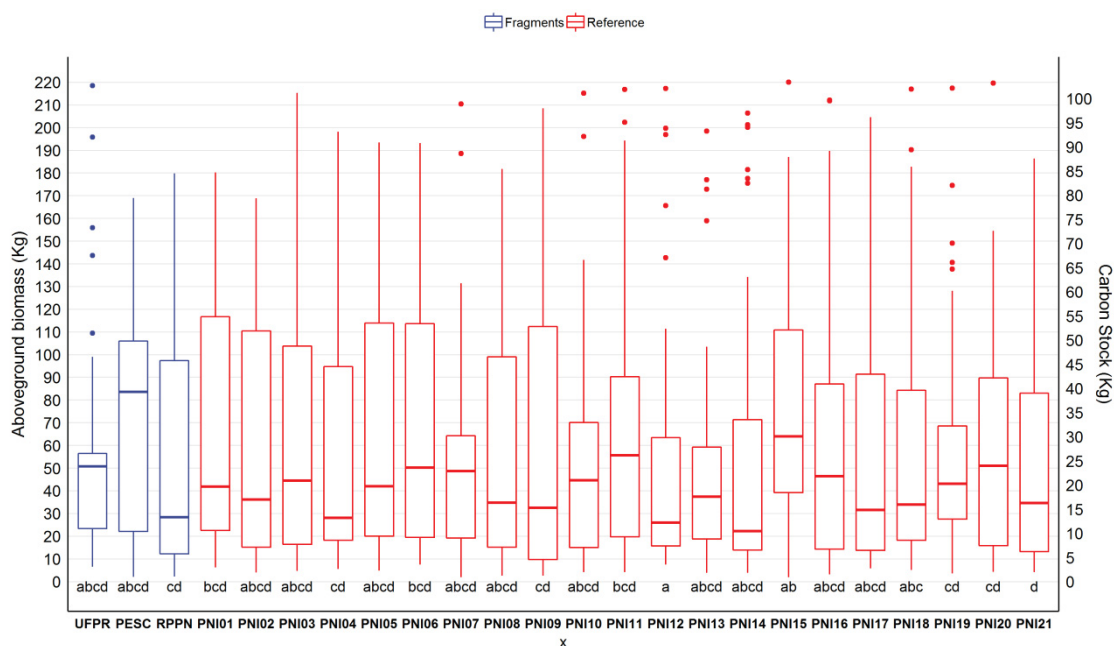
284

## 285 2. Aboveground biomass and carbon stock

286

287 AGB and carbon stocks statistically differed among sites ( $p < 0.05$ ), however, pairwise  
288 comparisons revealed that UFPR, PESC, and RPPN did not differ significantly from one  
289 another. Also, UFPR and PESC did not differ from all PNI sites, whereas, RPPN differed  
290 from PNI12 and PNI15 (Figure 2). Among the forest fragments, PESC had the greatest  
291 potential in terms of local carbon dynamics, having large trees and species with high wood  
292 density that reflected in the highest values of basal area, AGB, and carbon stock (Table 2).

293

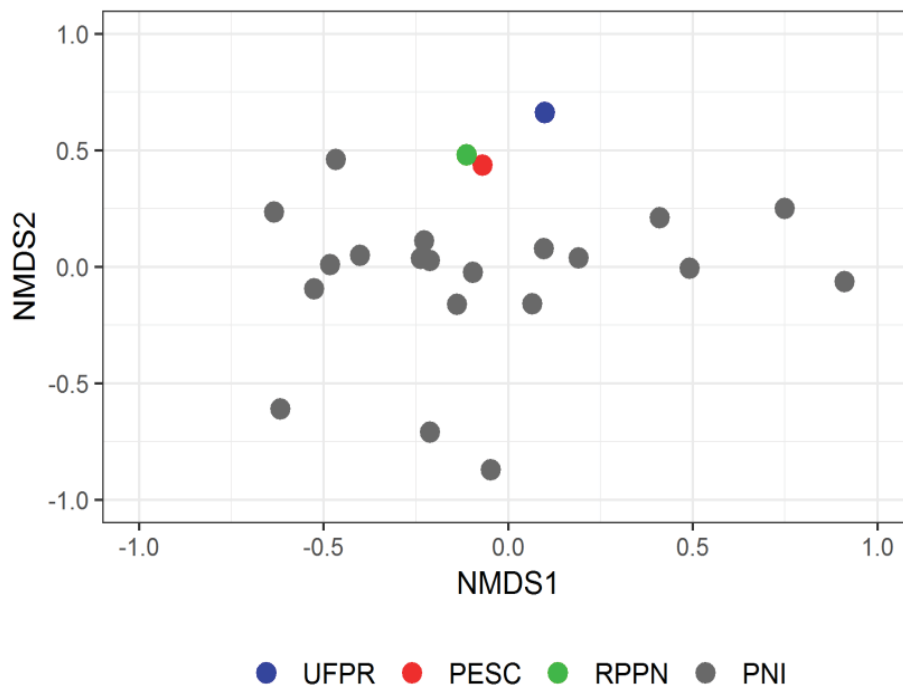


**Figure 2** – Aboveground biomass and carbon stock in kilograms (Kg) for the studied fragments and reference sites. Sites with the same letter do not differ significantly for both variables.

### 3. Similarities and $\beta$ -diversity partitioning

All fragments had exclusive species and shared species with the reference sites at PNI: UFPR had 23 species in common with PESC, 24 with RPPN and 33 with PNI; PESC shared 28 species with RPPN and 41 with PNI; RPPN had 43 species in common with PNI (Appendix 1). The fragments combined shared 16 species with PNI and most of them are non-pioneer species with wide distribution.

Species composition statistically differed among sites (PERMANOVA:  $p < 0.001$ ,  $F = 7.4637$ ) (Appendix 2). The dispersion of points in the NMDS ordination indicated a greater compositional variation within reference sites and revealed a vertical gradient in the plot, in which PESC and RPPN were more similar to sites at PNI, whereas UFPR was the most distinct (Figure 3).



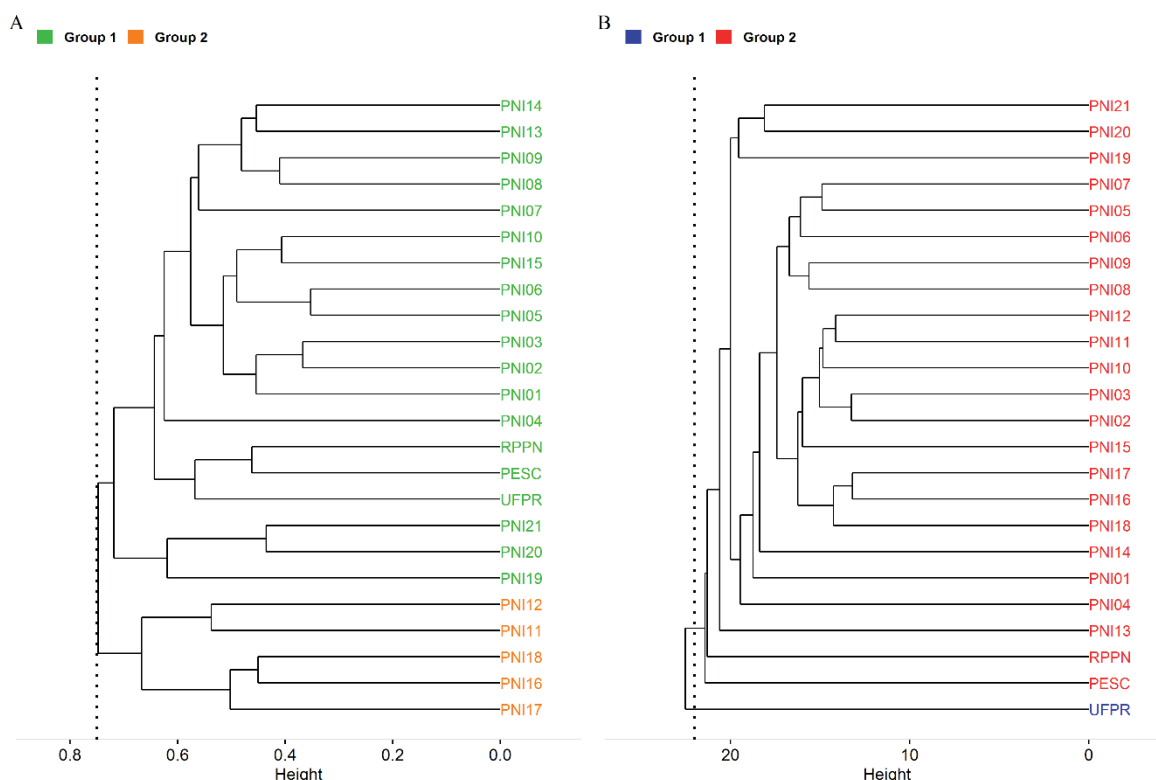
311

312 **Figure 3** – Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) of species composition from  
 313 Atlantic Forest fragments (UFPR, PESC and RPPN) and reference sites (PNI) in southern  
 314 Brazil. Stress=0.164.

315

316 Clustering of species abundance and IVI presented strong cophenetic correlation  
 317 ( $r=0,78$  and  $r=0,84$ , respectively) and in both cases sites were clustered into two cohesive  
 318 groups (Figure 4) (Abundance:  $SW=0.1322$ ,  $APN=0$  and IVI:  $SW=0.1574$ ;  $APN=0$ ). Based  
 319 on species abundance, Group 1 gathers the most diverse and heterogeneous sites at PNI and  
 320 the three fragments, whereas Group 2 includes the PNI sites that have high density and low  
 321 diversity (Figure 4 – A). In the cluster based on IVI, Group 1 contained only UFPR and  
 322 Group 2 corresponded to PESC, RPPN and all reference sites at PNI (Figure 4 - B).

323



**Figure 4** – Cluster dendrograms based on log of abundance (A) and importance value index (B) of tree species recorded at the fragments (UFPR, PESC, and RPPN) and reference sites (PNI01-PNI21). The dotted line represents the cut height separating validated groups.

The  $\beta$ -diversity partitioning reiterates the differences in species composition among sites (Table 3), since turnover was the most representative component to explain the variations in fragments, reference sites and across all sites combined.  $\beta$ -diversity and the representativeness of the turnover were greater in the reference area than in the fragments, and increased when all sites were combined.

**Table 3** –  $\beta$ -diversity partitioning into turnover and nestedness components for fragments, reference sites and all sites combined.

Sites	Total dissimilarity	Nestedness	Turnover
Fragments	0.53	0.04	0.49
Reference	0.88	0.03	0.85
Fragments + Reference	0.89	0.02	0.87

335

## 336 **Discussion**

337

338 Disturbances are pervasive drivers of global changes and a threat to biodiversity, ecosystem  
339 functions and services (Newbold et al., 2015; Wilson et al., 2016). Comparing the community  
340 structure, species composition and carbon stocks of fragments to undisturbed reference sites  
341 allowed us to assess the extent to which such altered habitats sustain regional biodiversity and  
342 provide ecosystem services critical to climate mitigation. Surprisingly, we found that local  
343 fragments maintain distinct species assemblages, including threatened species that  
344 complement the regional biota and generate high  $\beta$ -diversity and species turnover. We also  
345 found that such fragments provide the regulating ecosystem services similarly to old-growth  
346 forests, given the values of biomass and carbon stocks within the range found in reference  
347 sites.

348

### 349 1. *Diversity and community structure*

350

351 The studied forest fragments have distinct species assemblages that differ regarding  
352 structural organization. Most sites shared widely-distributed generalist species, but also  
353 harbor threatened species, such as *Cedrela fissilis* and *B. riedelianum*. The fact that fragments  
354 sustain populations of threatened species that have not been registered at PNI, such as the  
355 vulnerable leguminous tree *Gleditsia amorphoides*, reiterates their potential to biodiversity  
356 conservation and maintenance of metapopulations of rare species (Hernández-Ruedas et al.,  
357 2014). This is also beneficial from a functional point of view, given that rare species may  
358 support vulnerable ecosystem functions, increase disturbance resistance and provision of  
359 ecosystem services (Mouillot et al., 2013).

360 We found that fragments have higher richness than most reference sites at PNI (76%),  
361 corroborating a pattern already registered in the Atlantic forest. The interior of small and  
362 medium size fragments may be richer than large fragments (such as PNI) due to an overlap of  
363 species frequent in contiguous forest and species associated to edge or non-forest habitats  
364 (Magnago et al., 2014). Landscape connectivity promotes the immigration and turnover of  
365 species among fragments, thus, fragments may be colonized by species from a variety of  
366 sources in different conditions and successional pathways, which may sustain high species  
367 richness (Arroyo-Rodriguez, Saldanã-Vásquez, Fahrig & Santos, 2017).

368 However, species richness *per se* may not be a good predictor of ecosystem integrity,  
369 given that large and once diverse fragments can be driven to early successional states by  
370 fragmentation (Putz, Groeneveld, Alves, Metzger & Huth, 2011; Cazzolla Gatti et al., 2014).  
371 The edge effect leads to biophysical modifications and exchange of organisms, materials and  
372 energy with surroundings. Such disturbances increase mortality rates, particularly of large  
373 trees, leading to population decline or even local extinction of species with restricted  
374 requirements and create opportunity for early successional and generalist species, ultimately  
375 affecting community structure and composition (Harper et al., 2005; Laurance et al. 2006;  
376 Tabarelli, Aguiar, Ribeiro, Metzger & Peres, 2010). Thus, high species richness may conceal  
377 structural and functional changes resulting from the replacement of old-growth forest species  
378 by a set of early-successional generalists (i.e. biotic homogenization) at local and regional  
379 scales (Tabareli et al., 2010; Putz et al., 2011). As such, other aspects of community structure  
380 should also be considered to evaluate forest fragments.

381 The Shannon's diversity obtained for the sites are within the expected range for the  
382 SSF ( $H' = 3.16$  to  $4.29$ ) and follow closely the values recorded in the region ( $H' = 3.31$  to  $3.9$ )  
383 (Estevan et al. 2016). Among fragments, only UFPR have diversity values lower than the  
384 expected ( $H' = 3.06$ ) likely due to the high variation in species abundance within plots. The

385 lower values at PNI coincide with sites of high *E. edulis* dominance (PNI03, PNI11, PNI12,  
386 PNI16, PNI17 and PNI18) (Appendix 1). The equability ( $\geq 0.8$  for most sites) indicates high  
387 floristic heterogeneity in the studied sites.

388 The difference in tree density and total basal area may be related to the disturbance  
389 history of fragments, given that forests in the region were almost entirely subjected to  
390 selective logging in the past (Dettke et al., 2018). Logged forests tend to have more sparse  
391 distribution, lower density of large trees, lower upper stratum and more open canopy  
392 compared to unlogged forests (Cazzolla Gatti et al., 2014). In addition, the edge effect reduces  
393 tree density and favor early-successional species that invest in height at the expense of  
394 diameter (Laurance et al., 2006). A direct comparison among tree density and total basal area  
395 at the study sites suggests structural modifications particularly for RPPN, whose density is  
396 similar to reference sites, but the total basal area is lower, potentially due to a most intense  
397 timber extraction.

398 The individual contribution of species to community structure differed among  
399 fragments. The most important species according the IVI are non-pioneer, widely distributed  
400 or frequent along the Atlantic Forest extent and two of them are late-successional species: *C.*  
401 *gonocarpum* and *C. xanthocarpa* (Gris, Temponi, & Marcon, 2012). The expressive  
402 importance of a late-successional species at PESC reflects more advanced successional stages  
403 in comparison with UFPR and RPPN, whose forest structure is mainly composed by  
404 secondary species. Results of IVI and community structure also revealed the widespread  
405 problem of biological invasion in association with fragmentation, once that the exotic species  
406 *Citrus aurantium* was the second most important species at RPPN. Landscape fragmentation  
407 may increase the dispersion of invasive species, particularly of the animal-dispersed ones,  
408 such as *C. aurantium*. Invasive species may compete for resources and space, reduce or hinder  
409 the natural regeneration, change food web structure and alter interspecific interactions,



410 representing a great threat to native species persistence in forest fragments (Buckley et al.,  
411 2006).

412

## 413 2. *Aboveground biomass and carbon stock*

414

415 Contrary to our expectations, aboveground biomass and carbon stock estimated to  
416 UFPR, PESC and RPPN did not differ from most reference sites. In old-growth forests,  
417 emergent trees account for most of the carbon (Paula et al., 2011; Sist, Mazzei, Blanc, &  
418 Rutishauser, 2014) but in logged forest fragments the understory becomes important, because  
419 large trees are the first ones to be removed and may suffer population declines driven by the  
420 edge effect (Paula et al. 2011). Studies have shown that logged forests, such as the fragments,  
421 may accumulate five times more carbon than primary forest during its post-harvesting  
422 recovery time (Berry et al., 2010). Such results indicate that altered forest fragments may have  
423 high potential of carbon sequestration and storage, thus providing the related ecosystem  
424 services (Chazdon et al., 2016).

425 Despite similar values of carbon stocks, logged forest fragments may present  
426 modifications in the relative contribution of species to carbon dynamics. The harvest of one  
427 tree may damage several neighboring trees and create canopy gaps larger than natural ones,  
428 increasing the amount of light that reaches the ground, which may alter heat fluxes and plant  
429 productivity (Cazzolla Gatti et al., 2014). Such environmental modifications may enhance  
430 invasion of herbs and vines and favor the population expansion of early-successional trees at  
431 the expense of late-successional species (Edwards, Tobias, Sheil, Meijaard, & Laurance,  
432 2014). The ratio between fast-growing and slow-growing species determines the amount of  
433 biomass accumulated and consequently, forest carbon stocks. Slow-growing trees tend to be  
434 hard-wood species, which affect biomass positively (Shimamoto et al. 2014). In the long

term, dominance of one or a few species can also alter the total amount of biomass in forest systems (Sist et al. 2014), which explain the significant difference among RPPN, PNI04, PNI19-21 and PNI12, PNI15, mainly composed by very abundant hard-wood species.

### 3. Floristic similarity and differentiation

The studied sites are composed by different sets of species despite similar structure, and values of AGB and carbon stock. This distinction may be related to a process of differentiation of plant communities due to the fragmentation process, which cause species loss, reduce connectivity and limit dispersion and recruitment, triggering shifts in plant species composition and successional trajectories that can affect biodiversity and ecosystem functioning (Laurance et al., 2007; Arroyo-Rodríguez et al., 2013).

Based on NMDS results, we can infer that UFPR harbor the most distinct tree assemblage whereas PESC and RPPN are more similar to reference sites. The great dispersion of PNI sites shows that there is high variation in abundance and composition even within contiguous forests, which can be related to the environmental heterogeneity (Souza et al., 2017). Also, there is a gradient of simplification of the tree communities along the vertical axis (Figure 3), in which UFPR is the simplest in terms of species composition and abundance, whereas the plots within the PNI are the most complex, as expected since well-preserve and continuous forest tend to encompass high habitat complexity and diversity (Gibson et al., 2011). The urban matrix and the reduced size of UFPR may explain the simpler pattern. Small remnants in highly fragmented landscapes tend to harbor less species than larger remnants, simply due to habitat area or due to edge effects (Hanski, 2015). Additionally, urbanization is one of the major drivers of biotic homogenization. The wide range of direct and indirect habitat modifications resulting from urbanization tends to promote

460 widely-distributed generalist at the expense of narrowly-distributed species that contribute  
461 most to  $\beta$ -diversity, potentially affecting ecosystem functioning and limiting fragment  
462 resistance to disturbances (McKinney, 2006; Castro Solar et al., 2015). The dominance of  
463 *Epipremnum aureum* (Linden & André) G.S. Bunting, an invasive climber herb widely  
464 distributed in subtropical and tropical regions (Moodley, Procheş, & Wilson, 2017), present at  
465 UFPR (Bald personal communication), causes several impacts and reaffirm this hypothesis.

466         The groups formed by clustering analysis based on species abundance (Figure 3 – A)  
467 evidence the impact of *E. edulis* dominance in PNI, since Group 2 unites only the plots where  
468 this species is the most abundant (PNI11-12 and PNI16-18), corroborating the pattern of few  
469 hyperdominant species in continuous tropical forests (ter Steege et al., 2013). Clustering  
470 based on IVI (Figure 3 – B) separates UFPR from the other fragments and PNI sites and  
471 reveal that community structure in the small fragment is clearly different from the other sites.  
472 These results support the simplification pattern evidenced by NMDS and reaffirm that UFPR  
473 is the most distinct fragment in terms of species composition and community structure.

474         After forest reduction and fragmentation, remnants can be driven into two distinct  
475 paths: floristic homogenization, which occurs when fragments have similar species  
476 composition and implies in low spatial dissimilarities and  $\beta$ -diversity or; floristic  
477 differentiation, when the isolation limits dispersion and exchanges among fragments leading  
478 to compositional divergences (high  $\beta$ -diversity). Although several studies affirm that  
479 fragmentation results in biotic homogenization because it promotes dominance of widely-  
480 distributed generalist species in forest communities (Laurance et al., 2006; Lôbo et al., 2011),  
481 there is evidence that, depending on the landscape configuration and spatial scale, fragments  
482 may experience increase in compositional differences over time resulting from different  
483 regeneration pathways after a disturbance (Arroyo-Rodriguez et al., 2013).

484 In landscapes with high levels of deforestation (about 4% of remaining forest  
485 coverage) fragments may experience an increase in compositional differences. In this  
486 condition,  $\beta$ -diversity tends to be high even if the  $\alpha$ -diversity is low (Arroyo-Rodriguez et al.,  
487 2013). Since our fragments are located in a highly deforested landscape (about 7% of forest  
488 coverage remaining) and present different tree species composition, we can infer that they  
489 experienced floristic differentiation. Beta diversity partitioning reiterates the compositional  
490 differences among UFPR, PESC, RPPN and reference sites, and stresses the importance of  
491 turnover for  $\beta$ -diversity in all comparisons. Spatial turnover implicates in species replacement  
492 while nestedness is associated with species loss (Baselga, 2010). When beta diversity is  
493 mainly driven by nestedness in intensively human-altered landscapes, the assemblages are  
494 composed mostly by generalist or highly dispersive species culminating in biotic  
495 homogenization (Castro Solar et al., 2015).

496 PNI sites present high turnover values (0.85), demonstrating that, as expected,  
497 continuous well-preserved tropical forests have high levels of both local ( $\alpha$ -diversity) and  
498 regional diversity ( $\beta$ -diversity) with high rates of turnover, arising from environmental  
499 heterogeneity and geographic distances (Arroyo-Rodriguez et al., 2013). Among fragments,  
500 the nestedness component shows a subtle increment, but turnover still remains as the  
501 dominant component of  $\beta$ -diversity (0.49). When we combine fragments with the reference,  
502 turnover shows values similar to those found within PNI (0.87), which reiterates the idea that  
503 fragments with different tree communities can play an import role in the maintenance of  
504 regional diversity, complementing the species composition of rare continuous forests  
505 (Arroyo-Rodriguez et al., 2013; Socolar et al., 2016). Given that biodiversity in human-altered  
506 landscapes is partially dependent of  $\beta$ -diversity, such fragments may have an important  
507 contribution to ensure species persistence (Socolar et al., 2016; Castro Solar et al., 2015).

508

509 **Final remarks and recommendations**

510

511 Our findings indicate that forest structure, aboveground biomass and carbon stocks are  
512 more affected than species richness in forest fragments. We also show that the fragments  
513 harbor different sets of tree species that combined can promote high levels of regional  
514 diversity via turnover, acting as complementary parts to support biodiversity in highly  
515 deforested landscapes. However, we stress the need for management and monitoring actions  
516 to avoid the expansion of invasive species that are frequent in altered fragments.

517 Our results contribute to the development of management strategies and decision  
518 making regarding the conservation of local and regional biodiversity. However, we believe  
519 that measuring other aspects of diversity and the structure and composition of the landscape  
520 can broaden our understanding of the factors that determine current patterns and should be  
521 considered in future research.

522 We reinforce that well-preserved and continuous forests are irreplaceable in terms of  
523 biodiversity and provision of ecosystem services (Gibson et al., 2011). However, since logged  
524 and fragmented forests dominate tropical landscapes (Laurance et al., 2014) they may  
525 represent the only alternative for conservation of threatened species and critical ecosystem  
526 functions important to human well-being (Hernandez-Ruedas et al., 2014; Edwards et al.,  
527 2014). Development of management and restoration strategies that contemplate such  
528 fragments in a regional perspective is essential to improve landscape connectivity and ensure  
529 species persistence, biodiversity and provision of regulating ecosystem services.

530

531

532

533

534 **References**

535

536 Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F. P. L., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R.  
537 L., Meave, J. A., ... Tabarelli, M. (2017). Multiple successional pathways in human-modified  
538 tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape  
539 ecology research. *Biological Reviews*, 92(1), 326–340. <https://doi.org/10.1111/brv.12231>

540 Arroyo-Rodríguez, V., Rös, M., Escobar, F., Melo, F. P. L., Santos, B. A., Tabarelli,  
541 M., & Chazdon, R. (2013). Plant  $\beta$ -diversity in fragmented rain forests: Testing floristic  
542 homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, 101(6), 1449–1458.  
543 <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12153>

544 Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes Gonçalves, J. L., & Sparovek,  
545 G. (2014). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6),  
546 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

547 Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta  
548 diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134–143. [https://doi.org/10.1111/j.1466-](https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x)  
549 [8238.2009.00490.x](https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x)

550 Berry, N. J., Phillips, O. L., Lewis, S. L., Hill, J. K., Edwards, D. P., Tawatao, N. B.,  
551 ... Hamer, K. C. (2010). The high value of logged tropical forests: lessons from northern  
552 Borneo. *Biodiversity and Conservation*, 19(4), 985–997. [https://doi.org/10.1007/s10531-010-](https://doi.org/10.1007/s10531-010-9779-z)  
553 [9779-z](https://doi.org/10.1007/s10531-010-9779-z)

554 Brown, S. (1997). Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a  
555 primer. Urbana, USA: FAO Food and Agriculture Organization of the United Nations.

556 Brock, G., Pihur, V., Datta, S., Datta, S. (2008). clValid: An R Package for Cluster  
557 Validation. *Journal of Statistical Software*, 25(4), 1-22. <http://doi.org/10.18637/jss.v025.i04>

558 Buckley, Y. M., Anderson, S., Catterall, C. P., Corlett, R. T., Engel, T., Gosper, C. R.,  
559 ... Westcott, D. A. (2006). Management of plant invasions mediated by frugivore  
560 interactions. *Journal of Applied Ecology*, 43(5), 848–857. [https://doi.org/10.1111/j.1365-](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01210.x)  
561 [2664.2006.01210.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01210.x)

562 Castro Solar, R. R., Barlow, J., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A. C., Thomson, J. R.,  
563 ... Gardner, T. A. (2015). How pervasive is biotic homogenization in human-modified  
564 tropical forest landscapes? *Ecology Letters*, 18(10), 1108–1118.  
565 <https://doi.org/10.1111/ele.12494>

566 Cazzolla Gatti, R., Castaldi, S., Lindsell, J. A., Coomes, D. A., Marchetti, M.,  
567 Maesano, M., ... Valentini, R. (2014). The impact of selective logging and clearcutting on  
568 forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests.  
569 *Ecological Research*, 30(1), 119–132. <https://doi.org/10.1007/s11284-014-1217-3>

570 Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W.  
571 B. C., ... Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground  
572 biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177–3190.  
573 <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>

574 Chazdon, R. L., Broadbent, E. N., Rozendaal, D. M. A., Bongers, F., Zambrano, A. M.  
575 A., Aide, T. M., ... Poorter, L. (2016). Carbon sequestration potential of second-growth forest  
576 regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances*, 2(5), e1501639.  
577 <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501639>

578 Colwell, R. K., Chao, A., Gotelli, N. J., Lin, S.-Y., Mao, C. X., Chazdon, R. L., &  
579 Longino, J. T. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based  
580 rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5(1), 3–  
581 21. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>

582 Datta, S., & Datta, S. (2006). Evaluation of clustering algorithms for gene expression  
583 data. *BMC Bioinformatics*, 7(SUPPL.4), 1–9. <https://doi.org/10.1186/1471-2105-7-S4-S17>

584 Decocq, G., Andrieu, E., Brunet, J., Chabrierie, O., De Frenne, P., De Smedt, P., ...  
585 Wulf, M. (2016). Ecosystem Services from Small Forest Patches in Agricultural Landscapes.  
586 *Current Forestry Reports*, 2(1), 30–44. <https://doi.org/10.1007/s40725-016-0028-x>

587 Dettke, G. A., Crespão, L. M. P., Siquerolo, L. V., Siqueira, E. L., & Caxambú, M. G.  
588 (2018). Floristic composition of the seasonal semideciduous forest in southern Brazil: Reserva  
589 biológica das Perobas, state of Paraná. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 40(1), 1–14.  
590 <https://doi.org/10.4025/actascibiols.v40i1.35753>

591 Edwards, D. P., Tobias, J. A., Sheil, D., Meijaard, E., & Laurance, W. F. (2014).  
592 Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends in Ecology*  
593 *and Evolution*, 29(9), 511–520. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.003>

594 Estevan, D. A., Vieira, A. O. S., Gorenstein, M. R., Estevan, D. A., Vieira, A. O. S., &  
595 Gorenstein, M. R. (2016). Estrutura e relações florísticas de um fragmento de Floresta  
596 Estacional Semidecidual, Londrina, Paraná, Brasil. *Ciência Florestal*, 26(3), 713.  
597 <https://doi.org/10.5902/1980509824195>

598 Freitas, W., Mauro, L., & Magalhães, S. (2012). Métodos e Parâmetros para Estudo da  
599 Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo Methods and Parameters for Plant Survey with  
600 Emphasis on Arboreal Stratum. *Floresta e Ambiente*, 19(4), 520–540.  
601 <https://doi.org/10.4322/loram.2012.054>

602 Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., ... Sodhi,  
603 N. S. (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*,  
604 478(7369), 378–381. <https://doi.org/10.1038/nature10425>



605 Gris, D., Temponi, L. G., & Marcon, T. R. (2012). Native species indicated for  
 606 degraded area recovery in Western Paraná, Brazil. *Revista Árvore*, 36(1), 113–125.  
 607 <https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000100013>

608 Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D.,  
 609 ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's  
 610 ecosystems. *Science Advances*, 1(2), 1–10. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>

611 Hanski, I. (2015). Habitat fragmentation and species richness. *Journal of*  
 612 *Biogeography*, 42, 989–994. <https://doi.org/10.1016/j.pyneuen.2010.06.010>

613 Harper, K. A., MacDonald, S. E., Burton, P. J., Chen, J., Brosnoks, K. D., Saunders,  
 614 S. C., ... Esseen, P.-A. (2005). Edge influence of forest structure and composition in  
 615 fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19(3), 768–782.  
 616 <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.0045x>

617 Hatschbach, G., & Ziller, S. R. (1995). Lista vermelha de plantas ameaçadas de  
 618 extinção no Estado do Paraná. Curitiba, BR: Repidisca.

619 Hernández-Ruedas, M. A., Arroyo-Rodríguez, V., Meave, J. A., Martínez-Ramos, M.,  
 620 Ibarra-Manríquez, G., Martínez, E., ... Santos, B. A. (2014). Conserving tropical tree  
 621 diversity and forest structure: The value of small rainforest patches in moderately-managed  
 622 landscapes. *PLoS ONE*, 9(6), 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098931>

623 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012). Manual Técnico da Vegetação  
 624 Brasileira (2nd ed.). Rio de Janeiro, BR: IBGE.

625 Laurance, W. F., Nascimento, H. E. M., Laurance, S. G., Andrade, A. C., Fearnside, P.  
 626 M., Ribeiro, J. E. L., & Capretz, R. L. (2006). RAIN FOREST FRAGMENTATION AND  
 627 THE PROLIFERATION OF SUCCESSIONAL TREES. *Ecology*, 87(2), 469–482.  
 628 <https://doi.org/10.1890/05-0064>

629 Laurance, W. F., Nascimento, H. E. M., Laurance, S. G., Andrade, A., Ewers, R. M.,  
 630 Harms, K. E., ... Ribeiro, J. E. (2007). Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the  
 631 Landscape-Divergence Hypothesis. *PLoS ONE*, 2(10), e1017.  
 632 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001017>  
 633 Laurance, W. F., Sayer, J., & Cassman, K. G. (2014). Agricultural expansion and its  
 634 impacts on tropical nature. *Trends in Ecology and Evolution*, 29(2), 107–116.  
 635 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>  
 636 Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology* (3rd ed.). Oxford, UK:  
 637 Elsevier.  
 638 Lima, R. A. F., Mori, D. P., Pitta, G., Melito, M. O., Bello, C., Magnago, L. F., ...  
 639 Prado, P. I. (2015). How much do we know about the endangered Atlantic Forest? Reviewing  
 640 nearly 70 years of information on tree community surveys. *Biodiversity and Conservation*,  
 641 24(9), 2135–2148. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0953-1>  
 642 Lôbo, D., Leão, T., Melo, F. P. L., Santos, A. M. M., & Tabarelli, M. (2011). Forest  
 643 fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity*  
 644 *and Distributions*, 17(2), 287–296. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00739.x>  
 645 Martinelli, G., & Moraes, M. A. (Eds.) (2013). *Livro vermelho da flora do Brasil* (1st  
 646 ed.). Rio de Janeiro, BR: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.  
 647 Magnago, L. F. S., Edwards, D. P., Edwards, F. A., Magrach, A., Martins, S. V., &  
 648 Laurance, W. F. (2014). Functional attributes change but functional richness is unchanged  
 649 after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*, 102(2), 475–485.  
 650 <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12206>  
 651 McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization.  
 652 *Biological Conservation*, 127(3), 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>

653 Mouillot, D., Bellwood, D. R., Baraloto, C., Chave, J., Galzin, R., Harmelin-Vivien,  
654 M., ... Thuiller, W. (2013). Rare Species Support Vulnerable Functions in High-Diversity  
655 Ecosystems. *PLoS Biology*, 11(5), e1001569. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001569>

656 Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., ...  
657 Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*,  
658 520(7545), 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>

659 Paula, M. D., Costa, C. P. A., & Tabarelli, M. (2011). Carbon Storage in a Fragmented  
660 Landscape of Atlantic Forest: The Role Played by Edge-Affected Habitats and Emergent  
661 Trees. *Tropical Conservation Science*, 4(3), 349–358.  
662 <https://doi.org/10.1177/194008291100400310>

663 Pedron, I. T., Mariani, K. L., Farias, J. L. R., & Rossetto, A. (2013). Comportamento  
664 do Clima de Palotina/PR de 1973 a 2010. *Scientia Agraria Paranaensis*, 12(sup), 411–419.  
665 <https://doi.org/10.18188/1983-1471/sap.v12nsupp411-419>

666 Pütz, S., Groeneveld, J., Alves, L. F., Metzger, J. P., & Huth, A. (2011).  
667 Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study  
668 for Brazilian Atlantic forests. *Ecological Modelling*, 222(12), 1986–1997.  
669 <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2011.03.038>

670 R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R  
671 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

672 Rezende, C. L.; Scarano, F. R.; Assadd, E. D.; Joly, C. A.; Metzger, J. P.;  
673 Strassburgg, B. B. N.; Tabarelli, M.; Fonseca, G. A.; Mittermeier, R. A. (2018). From hotspot  
674 to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and*  
675 *Conservation*, 16, 208–214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

676 Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Camargo Martensen, A., Ponzoni, F. J., & Hirota, M.  
677 M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest

678 distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142, 1141–1153.  
679 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>

680 Shimamoto, C. Y., Botosso, P. C., & Marques, M. C. M. (2014). Forest Ecology and  
681 Management How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests?  
682 Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*,  
683 329, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.06.002>

684 Silva, H. F., Ribeiro, S. C., Botelho, S. A., Liska, G. R., & Cirillo, M. A. (2018).  
685 Biomass and Carbon in a Seasonal Semideciduous Forest in Minas Gerais, 25(1), 1–9.

686 Sist, P., Mazzei, L., Blanc, L., & Rutishauser, E. (2014). Forest Ecology and  
687 Management Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective  
688 logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 318, 103–109.  
689 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.005>

690 Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., & Edwards, D. P. (2016). How Should Beta-  
691 Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in Ecology & Evolution*, 31(1), 67–80.  
692 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>

693 Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M. Averyt, K. B., ... Miller,  
694 H. L. (Eds.). (2007). Contribution of Working Group I to the fourth assessment report of the  
695 Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK and New York, USA:  
696 Cambridge University Press.

697 Souza, A. L. de, Boina, A., Soares, B. C. P., Vital, R. B., Gaspar, R. de O., & Lana, J.  
698 M. De. (2012). Estrutura fitossociológica, estoques de volume, biomassa, carbono e dióxido  
699 de carbono em Floresta Estacional Semidecidual. *Revista Árvore*, 36(1), 169–179.  
700 <https://doi.org/10.1590/s0100-67622012000100018>

701 Souza, R. F. de, Machado, S. do A., Galvão, F., & Figueiredo Filho, A. (2017).  
 702 Fitossociologia da vegetação arbórea do Parque Nacional do Iguaçu. *Ciência Florestal*, 27(3),  
 703 853–869. <https://doi.org/10.5902/1980509828635>

704 Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., & Peres, C. A. (2010).  
 705 Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-  
 706 modified landscapes. *Biological Conservation*, 143(10), 2328–2340.  
 707 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>

708 Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Müller, M. S., Rödig, E., ...  
 709 Huth, A. (2018). Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature*, 554(7693), 519–  
 710 522. <https://doi.org/10.1038/nature25508>

711 ter Steege, H., Pitman, N. C. A., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomao, R. P., Guevara, J.  
 712 E., ... Silman, M. R. (2013). Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science*,  
 713 342(6156), 1243092–1243092. <https://doi.org/10.1126/science.1243092>

714 Wilson, M. C., Chen, X. Y., Corlett, R. T., Didham, R. K., Ding, P., Holt, R. D., ...  
 715 Yu, M. (2016). Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future  
 716 challenges. *Landscape Ecology*, 31(2), 219–227. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0312-3>

717 Zanne, A. E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D. A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S. L., ...  
 718 Chave, J. (2009). Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. Dryad Digital  
 719 Repository. <https://doi.org/10.5061/dryad.234>

720 Zwiener, V. P., Padial, A. A., Marques, M. C. M., Faleiro, F. V., Loyola, R., &  
 721 Peterson, A. T. (2017). Planning for conservation and restoration under climate and land use  
 722 change in the Brazilian Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 23(8), 955–966.  
 723 <https://doi.org/10.1111/ddi.12588>

### 3 CAPÍTULO II\*

RELAÇÕES ENTRE DIVERSIDADE TAXONÔMICA, FUNCIONAL, FILOGENÉTICA  
E MUDANÇAS NA COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM EM FRAGMENTOS DE  
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DO OESTE DO PARANÁ

\*Capítulo formatado de acordo com as normas da revista *Biota Neotropica*.

# **Relações entre diversidade taxonômica, funcional, filogenética e mudanças na composição da paisagem em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual do Oeste do Paraná**

## **Resumo**

Distúrbios podem levar a alterações nas comunidades florestais que potencialmente comprometem a estrutura, a história evolutiva e o funcionamento dos ecossistemas. Em paisagens intensamente modificadas, fragmentos florestais passam a ser importantes para a conservação da biodiversidade, das funções e dos serviços ecossistêmicos. Neste sentido, é fundamental averiguar as respostas da diversidade às mudanças decorrentes dos distúrbios e seu potencial de sustentar a diversidade biológica e as funções ecossistêmicas. O objetivo deste estudo foi avaliar fragmentos florestais submetidos a um intenso histórico de distúrbios, quanto à existência de padrões de diversidade taxonômica, funcional e filogenética do componente arbóreo, considerando o histórico de modificações da paisagem, no intuito de verificar potenciais indícios dos impactos antropogênicos. Foram avaliadas duas unidades de conservação e um fragmento urbano com histórico de distúrbio inseridos em uma paisagem intensamente fragmentada. Para inventariar a diversidade, 15 parcelas de 10x10m foram instaladas em cada fragmento. Todas as árvores com diâmetro a altura do peito (DAP)  $\geq 5$  cm foram marcadas e tiveram a circunferência a altura do peito (CAP) e altura mensuradas. Avaliou-se a riqueza de espécies, a densidade por hectare, a equabilidade de Pielou e o Índice de diversidade de Shannon. Foram compilados seis atributos para as espécies: velocidade de crescimento da espécie, decíduidade, síndrome de dispersão, tamanho médio do fruto, diâmetro médio da espécie no fragmento e altura média da espécie no fragmento, a partir dos quais foram calculadas a riqueza, a uniformidade e a divergência funcional. Estimou-se a diversidade filogenética utilizando-se índices de diversidade filogenética (PD) e de estrutura filogenética das comunidades (MPD e MNTD). Comparações com comunidades geradas por modelos nulos com diferentes algoritmos foram utilizadas. Para averiguar possíveis relações entre a composição da paisagem e a diversidade, foram extraídas métricas da paisagem relacionadas ao isolamento, a fragmentação e a representatividade de grandes fragmentos. As áreas de estudo apresentaram diferenças em relação a composição de espécies. Os fragmentos apresentaram proporções semelhantes de atributos funcionais, elevada diferenciação de nicho e as espécies coexistentes apresentam-se distribuídas uniformemente no espaço funcional. O maior fragmento foi o mais rico taxonomicamente e funcionalmente. Todas as áreas foram mais diversas filogeneticamente que o esperado ao acaso. O menor fragmento apresentou tendência de agrupamento filogenético, enquanto as demais áreas apresentaram um padrão de dispersão. O histórico de distúrbios afetou diretamente a estrutura e o funcionamento dos fragmentos estudados alterando padrões de densidade, área basal, uniformidade funcional e diferenciação de nicho das espécies arbóreas. A proporção de floresta na paisagem e o tamanho do maior fragmento foram determinantes para a maior parte dos aspectos da diversidade mensurados. A abordagem funcional e filogenética revelou que o menor fragmento apresenta-se mais vulnerável que os demais a perda de funções ecossistêmicas. Contudo, tendo em conta que abrigam diferentes assembleias de árvores, os fragmentos podem, combinados, incrementar a diversidade regional e garantir a perpetuação da biodiversidade e das funções ecossistêmicas, e portanto, apresentam potencial de conservação.

**Palavras-chave:** *Diversidade funcional, diversidade filogenética, fragmentação, corte seletivo.*

## **Abstract**

Disturbances may lead to changes in forest communities that potentially compromise the structure, evolutionary history and functioning of ecosystems. In intensely modified landscapes, forest fragments become important for the conservation of biodiversity, ecosystem functions and services. As such, it is paramount to ascertain the responses of diversity to changes resulting from disturbances and their potential to sustain biological diversity and ecosystem functions. The aim of this study was evaluate forest fragments with intense disturbance history, regarding the existence of patterns of taxonomic, functional and phylogenetic diversity of trees, considering

historical modifications of landscape in order to verify potential evidence of anthropogenic impacts. We evaluated two protected areas and an urban fragment with disturbance history inserted in an intensely fragmented landscape. To inventory diversity, 15 plots of 10x10m were installed in each fragment. All trees with diameter at breast height (DBH)  $\geq 5$  cm were marked and had the circumference of breast height (CAP) and height measured. We evaluated species richness, density per hectare, Pielou's equability and Shannon's diversity index. Six traits were compiled for species: species growth rate, deciduousness, dispersion syndrome, mean fruit size, mean diameter of the species in the fragment and average height of the species in the fragment, from which was calculated functional richness, evenness and divergence. Phylogenetic diversity was estimated from a using phylogenetic diversity (PD) and phylogenetic structures (MPD and MNTD) metrics. Comparisons with communities generated by null models with different algorithms were performed. In order to investigate possible relationships between landscape composition and diversity, different landscape metrics related to isolation, fragmentation and representativeness of large fragments were extracted. The study areas present differences in species composition. Fragments presented similar proportions of functional traits, high niche differentiation and coexisting species evenly distributed in functional space. The largest fragment was the richest taxonomically and functionally. All fragments were more phylogenetically diverse than expected at random. The smallest fragment showed tendency of phylogenetic grouping, while the other areas showed a dispersion pattern. The disturbance history directly affected structure and functioning of the studied fragments, mainly altering patterns of density, basal area, functional evenness and niche differentiation of tree species. The proportion of forest in the landscape and the size of largest fragment were determinant for most aspects of diversity measured. The functional and phylogenetic approach revealed that the smallest fragment is more vulnerable than the others to the loss of ecosystem functions. However, given that they harbor different tree assemblages, the fragments may, combine, increase regional diversity and ensure perpetuation of biodiversity and ecosystem functions, and therefore have conservation potential.

**Keywords:** *Functional diversity, phylogenetic diversity, fragmentation, selective logging.*

## Introdução

Os ecossistemas terrestres vêm sofrendo impactos ambientais massivos em escalas espaço-temporais sem precedentes que têm efeitos diretos e indiretos sobre a biodiversidade, a estrutura, o funcionamento, a estabilidade e a provisão de serviços ecossistêmicos (Ellis et al. 2008, Corlett 2015, Oliver et al. 2015, Wang & Loreau 2016). A biodiversidade tem um papel fundamental na manutenção da estabilidade dos sistemas ecológicos e de serviços ecossistêmicos, suportando os processos ecológicos que os sustentam (Harrison et al. 2014, Isbell et al. 2015, Wang & Loreau 2016). No entanto, as mudanças no uso do solo, a perda de habitat, a fragmentação, a poluição, a invasão biológica e as mudanças climáticas têm causado perda de espécies, ameaçando levar as taxas de declínio da biodiversidade a rivalizarem com as registradas durante as grandes extinções em massa da Terra (Snelgrove et al. 2014). Tal cenário é preocupante do ponto de vista ecológico e social, visto que a perda de diversidade biológica tende a simplificar os ecossistemas, podendo comprometer seu funcionamento e concomitantemente os serviços que provêm (Hautier et al. 2015). Portanto, compreender como a biodiversidade e as funções ecossistêmicas respondem as mudanças é crucial para determinar estratégias de manejo e o valor de conservação dos ecossistemas (Bennet et al. 2015, Cui et al. 2019).

As florestas tropicais estão entre os ecossistemas mais diversos da Terra e simultaneamente mais ameaçados pelas atividades humanas. A destruição de habitat, a fragmentação e atividades exploratórias estão entre os principais distúrbios de origem antropogênica que afetam diretamente estes ecossistemas (Morris 2010). Tais ameaçadas são particularmente intensas nas áreas de ocorrências das “florestas tropicais secas”, caracterizadas principalmente pela sazonalidade, onde as condições ambientais são menos restritivas e especialmente atrativas para o estabelecimento humano (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa 2010). A perda



de habitat e a fragmentação transformam florestas contínuas em manchas florestais circundadas por áreas de uso humano, induzindo modificações na composição, estrutura e funcionamento dos remanescentes, cuja severidade está relacionada, principalmente, à quantidade de habitat e a conectividade (Fahrig 2003, Laurance et al. 2011, Haddad et al. 2015). Similarmente, práticas de exploração madeireira, inclusive aquelas que não envolvem a total derrubada da floresta como o corte seletivo, impactam a estrutura florestal, a riqueza de espécies, a diversidade genética e a ciclagem de nutrientes (Gatti et al. 2015).

Apesar de florestas primárias serem imprescindíveis para a conservação da diversidade biológica e de funções ecossistêmicas (Gibson et al. 2011), em paisagens intensamente modificadas, onde florestas intactas são raras ou inexistentes, fragmentos florestais passam a ser fundamentais para garantir a perpetuação da biodiversidade e a manutenção do funcionamento dos sistemas ecológicos em escalas locais e regionais (Arroyo-Rodríguez et al. 2009, Santos et al. 2010, Decocq et al. 2016). É crucial, portanto, reconhecer as manchas com maior potencial de resguardar a biodiversidade, a funcionalidade e a história evolutiva das comunidades (Cadotte & Davies, 2010). Para tal, compreender e prever as respostas dos fragmentos aos impactos é essencial. Enquanto os índices tradicionais de diversidade, que enfatizam a quantidade e distribuição espacial das espécies independente da identidade, são, com frequência, pouco eficientes em captar os impactos de alterações ambientais nas funções e processos ecossistêmicos, medidas como a diversidade funcional e a diversidade filogenética, que incorporam informações acerca dos atributos funcionais e das relações filogenéticas das espécies, permitem inferir sobre seus efeitos no funcionamento e na história evolutiva das comunidades (Cianciaruso et al. 2009, Flynn et al. 2011, Maeshiro et al. 2013, Cadotte et al. 2015, Cui et al. 2019).

A diversidade funcional (FD, de “*functional diversity*”) é a extensão das diferenças funcionais entre as espécies de uma comunidade e é um importante fator determinante dos processos ecossistêmicos. Mensura a variedade de atributos funcionais, os componentes dos fenótipos dos organismos que exercem influência sobre processos ecológicos. A abordagem funcional captura os distintos aspectos do uso de recursos e requisitos de habitat das espécies e permite inferir acerca dos mecanismos que estruturam e determinam o funcionamento das comunidades (Cadotte et al. 2009, Cianciaruso et al. 2009). A diversidade filogenética (PD, de “*phylogenetic diversity*”) quantifica a distância filogenética total existente entre as espécies em uma comunidade, que é influenciada tanto pelo grau de parentesco destas quanto pelo número de espécies presentes (Webb et al. 2002, Srivastava et al. 2012). Representa a história evolutiva acumulada da comunidade, que pode influenciar sua capacidade de adaptação às mudanças ambientais (Dainese et al. 2015). As três faces da diversidade (taxonômica, funcional e filogenética) são relacionadas entre si e com o ambiente e não raramente se sobrepõem. Portanto, uma abordagem multicamada que reconhece o fato de que comunidades são moldadas por múltiplos fatores (interações bióticas, condições abióticas e história evolutiva) e integra os três componentes da diversidade levando em conta o histórico da paisagem em que as comunidades-alvo se inserem apresenta-se como uma alternativa mais robusta para entender a distribuição espacial e temporal das diferentes espécies e as relações entre biodiversidade e funcionamento ecossistêmico (Petchy & Gaston 2002, Cadotte et al. 2011, Swenson et al. 2011, Hatfield et al. 2018).

O presente estudo seguiu esta abordagem e avaliou fragmentos florestais submetidos a um intenso histórico de distúrbios, quanto à existência de padrões de diversidade taxonômica, funcional e filogenética do componente arbóreo, considerando o histórico de modificações da paisagem no intuito de compreender os

mecanismos de montagem das comunidades, verificar potenciais indícios dos impactos antropogênicos e detectar situações de vulnerabilidade ecológica.

## **Material e Métodos**

### *1. Áreas de estudo e desenho amostral:*

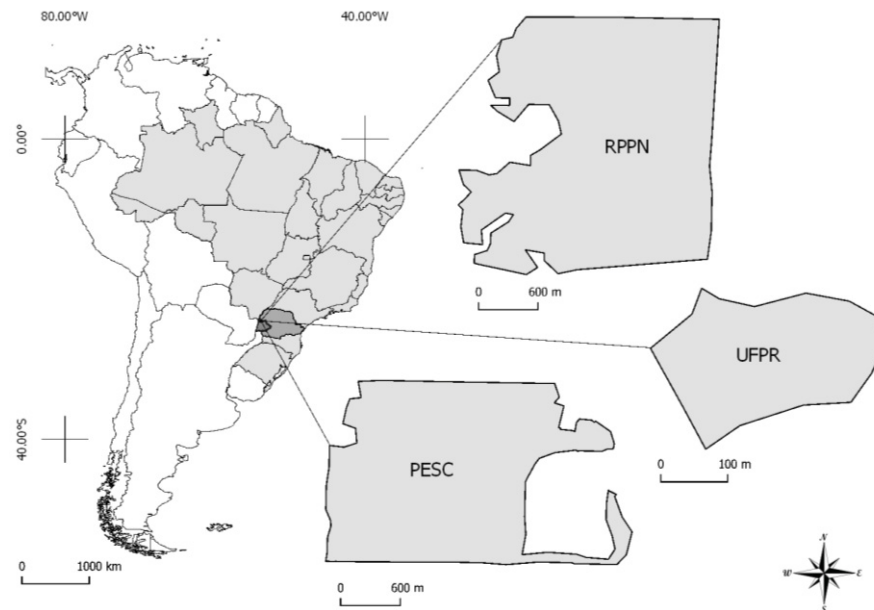
Os fragmentos florestais estudados são duas unidades de conservação e um fragmento urbano, situados na região Oeste do Paraná, Sul do Brasil: o Parque Estadual de São Camilo (PESC) (24°18'50"S e 53°55'02"O) com mais de 385 ha, a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Açú (24°11'17"S e 53°58'01"O) com 484 ha e o remanescente florestal da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Setor Palotina (24°17'34"S e 53°50'32"O) de aproximadamente 4 ha (Fig.1). O PESC encontra-se a 14,7 km de distância da RPPN e a 7,4 km do fragmento da UFPR, este último se distancia da RPPN por 17 km. Os três fragmentos são florestas submetidas à corte seletivo no passado.

O clima regional é classificado como subtropical mesotérmico (Cfa). As chuvas tendem a se concentrar nos meses mais quentes e a precipitação anual oscila entre 1600 e 2000 mm (Alvares et al. 2014). A vegetação predominante pertence ao bioma Mata Atlântica e é classificada como Floresta Estacional Semidecidual, que tem como características marcantes a dupla estacionalidade climática e a presença de árvores caducifólias, que representam de 20% a 50% do conjunto da floresta (IBGE 2012).

Para amostrar a diversidade de espécies arbóreas foram instaladas 15 parcelas no interior de cada fragmento, compreendendo 0,15 ha de área amostral por local. O critério de inclusão dos indivíduos arbóreos foi o diâmetro à altura do peito (DAP)  $\geq 5$  cm, convencionalmente medido a 1,30m do solo. A cada árvore foi atribuído um código e foram obtidos dados de diâmetro e altura total, assim como amostras vegetativas ou férteis. O material coletado foi armazenado no Herbário HCP do Setor Palotina da UFPR após herborização de acordo com IBGE (2012). A identificação botânica procedeu com base em literatura específica e auxílio de especialistas quando necessário. A nomenclatura foi verificada por meio de consulta online a Flora do Brasil 2020 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>) e ao Missouri Botanical Garden ([www.tropicos.org](http://www.tropicos.org)).

### *2. Diversidade taxonômica, funcional e filogenética:*

Para cada comunidade calculou-se o número total de indivíduos amostrados, o número estimado de indivíduos por hectare e a riqueza de espécies. A diversidade taxonômica e equabilidade de cada fragmento foram calculadas utilizando-se, respectivamente, o Índice de Diversidade de Shannon ( $H'$ ) e a Equabilidade de Pielou ( $J'$ ). Diferenças em relação a composição de espécies foram acessadas por meio da Análise Permutacional de Variâncias ("Permutational Analysis of Variance" – Permanova) com 9999 permutações e  $\alpha=0,05$ , utilizando-se uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis gerada a partir dos dados de abundância logaritimizados afim de reduzir assimetrias de distribuição. Comparações par-a-par foram realizadas utilizando-se a correção de Bonferroni para o valor de p.



**Figura - 1. Localização dos fragmentos florestais de Mata Atlântica estudados na região Oeste do Estado do Paraná, sul do Brasil.**

A matriz de atributos funcionais utilizada para estimar a diversidade funcional interespecífica foi construída a partir de dados coletados em campo e provenientes da literatura. Foram escolhidos atributos considerados relevantes para inferir acerca do papel das espécies na estrutura da floresta, no fornecimento e uso de recursos e seu potencial de regeneração (Magnago et al. 2013). Foram utilizados quatro atributos categóricos, que correspondem a: velocidade de crescimento da espécie, decíduidade, síndrome de dispersão, tamanho médio do fruto; e dois contínuos: diâmetro médio da espécie no fragmento e altura média da espécie no fragmento, totalizando seis atributos funcionais (Tab. 1). A classificação das espécies de acordo com o tamanho médio dos frutos seguiu Tabarelli e Peres (2002), sendo: pequenos (<0,6 cm de comprimento), médios (de 0,6 a 1,5 cm), grandes (1,6 a 3,0 cm) e extremamente grandes (>3,0 cm).

**Tabela 1 – Descrição dos atributos funcionais categóricos e contínuos compilados para as espécies da UFPR, PESC e RPPN.**

Atributo funcional	Origem	Categorias/Unidades de medida
Decíduidade	Literatura	Decídua, Semidecídua, Perenifólia
Dispersão	Literatura	Zoocórica ou Não-zoocórica
Tamanho médio do fruto	Literatura	Pequeno, médio, grande e extremamente grande
Velocidade de crescimento	Literatura	Lento, moderado, rápido
Diâmetro médio da espécie no fragmento	Campo	Centímetros (cm)
Altura média da espécie no fragmento	Campo	Metros (m)

A estrutura e diversidade funcional de cada fragmento foi estimada a partir da matriz de atributos (desconsiderando-se morfoespécies, que totalizaram 2 indivíduos) utilizando-se a distância de Gower (Pavoine et al. 2009) para calcular os índices FRic, FEve e FDiv, no intuito de abranger os três principais componentes da diversidade funcional e inferir acerca da amplitude, distribuição e grau de diferenciação dos atributos de comunidade (Villéger et al., 2008; Magnano et al. 2013). FRic (“Functional Richness”) mede riqueza funcional,

representa o espaço funcional multidimensional ocupado pelas espécies da comunidade e tende a ser influenciado pela riqueza de espécies (Villéger et al., 2008; Mouchet et al. 2010). Para eliminar possíveis vieses, utilizou-se o “Standardizes Effect Size” (SES) (Gotteli & McCabe 2002) para comparar os dados observados de FRic aos resultados provenientes de 1000 comunidades construídas por meio de um modelo nulo usando o algoritmo “independentswap” (Gotteli 2000; Mason et al. 2013). O valor de SES para cada parcela é resultante do valor observado menos a média da distribuição nula, dividido pelo desvio padrão da distribuição nula (Gotteli & McCabe 2002) que, se positivo, indica que o valor observado é superior à média do valor esperado, e se negativo, que é inferior ao esperado ao acaso (Swenson 2014). Diferentemente de FRic, FEve (“Functional Evenness”) corresponde a uma medida de uniformidade funcional e mensura a regularidade da distribuição das espécies no espaço funcional enquanto FDiv (“Functional Divergence”) mede a divergência funcional, ou seja, o quão distante as espécies mais abundantes se encontram do centro do espaço funcional (Villéger et al., 2008; Mouchet et al., 2010). Enquanto a riqueza funcional indica a quantidade de espaço de nicho, a uniformidade e a divergência podem indicar o padrão de diferenciação deste entre as espécies no espaço funcional podendo revelar informações acerca da vulnerabilidade das funções ecossistêmicas da comunidade (Maeshiro et al., 2013).

Para estimar a diversidade e estrutura filogenética dos fragmentos foi construída por meio da ferramenta Phylomatic (Webb & Donoghue 2005), uma árvore filogenética do pool de espécies local, contendo todos os táxons amostrados nas áreas de estudo, incluindo-se as morfoespécies. A árvore publicada por Zanne et al. (2014) foi utilizada como base para estimar os comprimentos dos ramos e estabelecer as relações de parentesco entre as espécies ocorrentes nas comunidades. Politomias foram resolvidas aleatoriamente. A partir da filogenia construída foram calculadas as seguintes métricas: diversidade filogenética (“Phylogenetic Diversity” – PD), computada através da soma dos comprimentos dos ramos das espécies existentes em cada local (Faith 1992); a distância filogenética média (“Mean phylogenetic distance” - MPD) e a distância média do táxon mais próximo (“Mean nearest táxon distance” – MNTD), que correspondem a medidas de estrutura filogenética das comunidades (Webb et al. 2002; Tucker et al. 2017). Para atestar se os valores obtidos diferiram do esperado ao acaso empregou-se a comparação via SES com comunidades geradas por modelos nulos utilizando-se 999 permutações. Para evitar vieses relacionados ao efeito das propriedades estatísticas dos modelos (Hardy 2008), foram utilizados três diferentes algoritmos que impõe diferentes condições às comunidades nulas: o “*taxa.labels*”, que embaralha os táxons através de todos os presentes na filogenia/matriz de distância; “richness” que fixa a riqueza de espécies por unidade amostral e “independentswap”, que fixa a riqueza por parcela e a frequência de ocorrência das espécies na comunidade (Plas-Johnson et al. 2016). Os resultados das comparações foram expressos como SES.PD para a diversidade filogenética e pelos índices de parentesco líquido (“Net Relatedness Index” - NRI) e índice de táxon mais próximo (“Nearest Taxon Index” – NTI) para MPD e MNTD respectivamente. Valores positivos (acima de 0) e negativos (abaixo de 0) de SES.PD indicam, respectivamente, comunidades mais e menos diversas filogeneticamente que o esperado ao acaso, enquanto valores positivos e negativos NRI e NTI refletem padrões de agrupamento e dispersão filogenética respectivamente, relacionados ao parentesco longínquo (NRI) e aos ramos terminais da árvore (NTI) (Webb et al. 2002; Duarte et al. 2014).

Diferenças entre fragmentos em relação à distribuição dos atributos, riqueza de espécies, métricas de diversidade funcional e filogenética foram testadas estatisticamente, utilizando-se a Análise de variância (“Analysis of Variance” - ANOVA) permutacional para um fator e o teste de Tukey para comparações post-hoc

(“Tukey’s test of honestly significant difference” – TukeyHSD). FRic, FEve e FDiv foram calculados com o pacote “FD” (Laliberté & Legendre 2010), a matriz de distância de Gower com o pacote “cluster”, as politomias resolvidas com o pacote “ape” (Paradis & Schliep 2018) e os modelos nulos, PD, MPD e MNTD com o pacote “picante” (Kembel et al. 2010) do R versão 3.4.1 (R Core Team, 2017).

## 2. Métricas da paisagem e seleção de modelos:

Para obtenção das métricas da paisagem considerou-se um *buffer* de 5 km nos arredores de cada fragmento estudado. Foram utilizadas imagens dos Satélites Landsat 5, 7 e 8 com 30 m de resolução (bandas vermelho, verde e azul) de diferentes períodos de tempo (1985, 2003 e 2017), obtidas a partir do banco de dados do United States Geological Survey (USGS) com o auxílio do QGIS 3.2.1 (QGIS Development Team 2018), a fim de captar as mudanças na paisagem em que os fragmentos se inserem. As correções geométricas de grade e classificação supervisionada foram realizados por meio da ferramenta Semi-Automatic Classification Plugin 6.0.1.1 (Congedo 2016) conforme as recomendações do idealizador. Foram consideradas sete classes para a classificação de uso do solo: floresta, áreas urbanas, agricultura, outros tipos de vegetação (herbácea, arbustiva), solo exposto, água, sombra e nuvens, utilizando o algoritmo de máxima verossimilhança. Com auxílio do software Fragstats 4.2.1 (McGarigal & McComb 1995), foram calculadas métricas de composição e configuração da paisagem (Fahrig 2003; Boscolo & Metzger 2009) para cada fragmento em cada ano que, esperou-se, afetarem as métricas de diversidade. As métricas escolhidas refletem o isolamento, a fragmentação, a composição da paisagem, a representatividade de grandes fragmentos e o padrão da paisagem sendo, respectivamente: Distância euclidiana do vizinho mais próximo (“Euclidean Nearest-Neighbor Distance-EDNN”), Número de manchas (“Number of Patches-NP”), Porcentagem da paisagem (“Percentage of Landscape-PL”), Índice da maior mancha (“Largest Patch Index-LPI”) e Densidade de manchas (“Patch Density-PD”) (McGarigal 2015).

A influência das diferentes métricas da paisagem sobre a diversidade das comunidades ao longo dos diferentes períodos de tempo foi testada utilizando-se o teste de Mantel no intuito de verificar correlações globais entre as matrizes de diversidade taxonômica, funcional e filogenética e as métricas da paisagem dos diferentes anos. Adicionalmente, de maneira exploratória, foram construídos modelos lineares generalizados (“Generalized Linear Models” – GLMs) utilizando-se a distribuição de erros de Gaussian, considerando as medidas de diversidade (taxonômica, funcional e filogenética) como variáveis-resposta e as métricas da paisagem como variáveis preditoras. Para eliminar a colinearidade das variáveis preditoras foi empregada a análise de componentes principais (ACP). Os eixos válidos foram selecionados por meio do método de broken stick (Legendre & Legendre, 2012). Para verificar quais variáveis explanatórias foram potencialmente mais decisivas para determinar mudanças na diversidade, os modelos foram selecionados empregando-se o critério de informação de Akaike de segunda ordem (AICc), indicado para tamanhos amostrais reduzidos. Foram considerados válidos modelos com  $\Delta AICc$  inferior a 2, dentre os quais, considerou-se como melhores modelos aqueles com menores valores de AICc (Burnham et al. 2011). Todos os testes foram realizados no Programa R.

## Resultados

### 1. Diversidade taxonômica, funcional e filogenética:

Um total de 456 indivíduos arbóreos foi registrado, pertencentes a 86 espécies e 30 famílias botânicas (Apêndice 1). A riqueza de espécies e abundância por hectare foram maiores na RPPN (54 espécies e 1293 ind./há<sup>-1</sup>) do que no PESC (47 espécies e 913 ind./há<sup>-1</sup>) e na UFPR (45 espécies e 853 ind./há<sup>-1</sup>), contudo, a diversidade taxonômica e equabilidade foram superiores no PESC ( $H' = 3,42$  nats./ind e  $J' = 0,89$ ) em relação aos demais fragmentos ( $H' = 3,06$  e  $J' = 0,80$  na UFPR e  $H' = 3,32$  e  $J' = 0,83$  na RPPN). Os fragmentos diferiram significativamente em relação à composição de espécies (Tab. 2).

**Tabela 2 – Permanova e comparações par-a-par dos fragmentos estudados em relação à composição de espécies.**

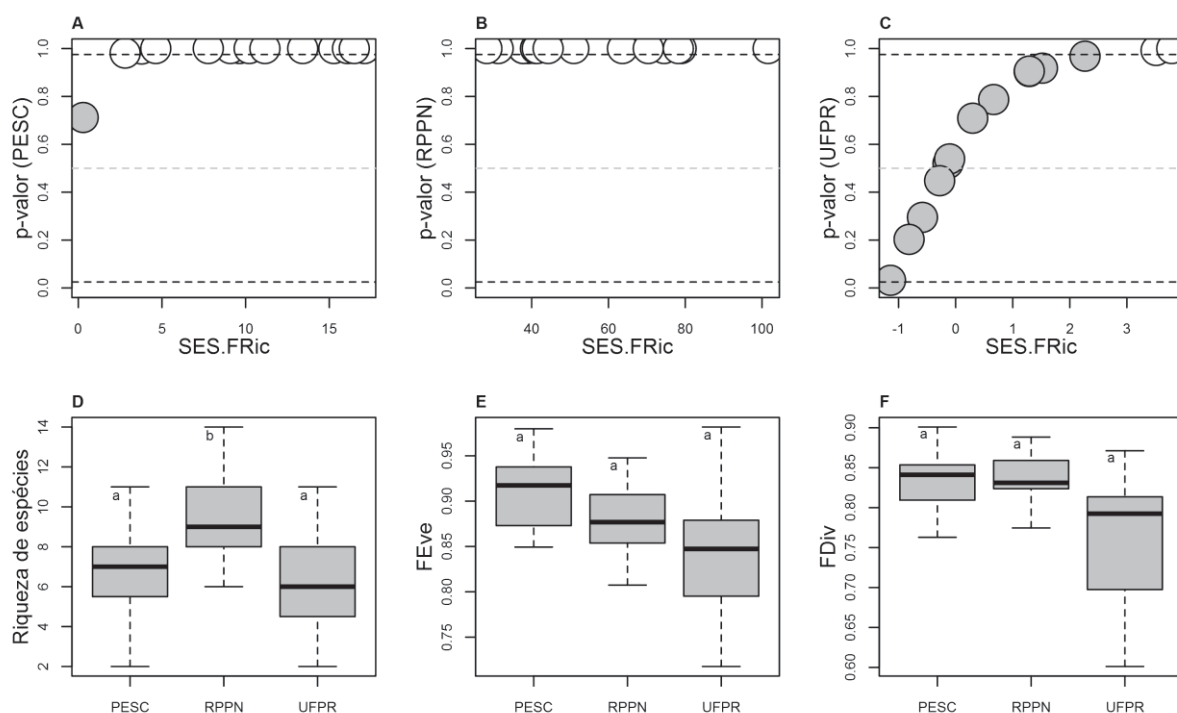
	GI	SQ	QM	F	p	Comparação par-a-par		
Áreas	2	3,90	1,95	6,81	<0,001		PESC	RPPN
Resíduo	42	12,03	0,29			RPPN	p<0,001	-
Total	44	15,93				UFPR	p<0,001	p<0,001

Em que, GI = grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM=Quadrado médio, F= Estatística F, p =valor de p ( $\alpha=0,05$ ).

A altura média das espécies foi o único atributo funcional, dentre os avaliados, que diferiu significativamente entre os fragmentos ( $p = 0,0122$ ), evidenciando que as árvores da RPPN (em média 8,68 m) são, em média, mais baixas em relação às da UFPR (em média 11,29 m), contudo não diferem das PESC (em média 10,42 m) (Apêndice 2). Todos os demais atributos se distribuem em proporções médias semelhantes entre as espécies das comunidades estudadas. ( $p > 0,05$ ). O diâmetro médio nos fragmentos foi de 11,61cm na RPPN, 15,15cm na UFPR e 16,96cm no PESC, mas não apresentou diferença significativa ( $p = 0,1690$ ). De maneira geral, predominam nos três fragmentos espécies de crescimento rápido, que representam de 34-42% dos táxons amostrados, enquanto as de crescimento moderado e lento correspondem a 29-34% do total cada. Espécies com síndrome de dispersão zoocórica correspondem à maioria em todos os fragmentos, respondendo por 62 a 77% do total de espécies nas áreas. Prevaecem espécies com frutos de tamanho médio (de 0,6 a 1,5 cm) e extremamente grande ( $> 3$  cm), que constituem, respectivamente, de 26 a 37% e de 33 a 44%, de todas as espécies das comunidades florestais. A maior parte das espécies é perenifolia (de 35 a 46% do total de táxons amostrados) ou decídua (26 a 39% do total), enquanto as semidecíduas correspondem a 20 a 29% das espécies.

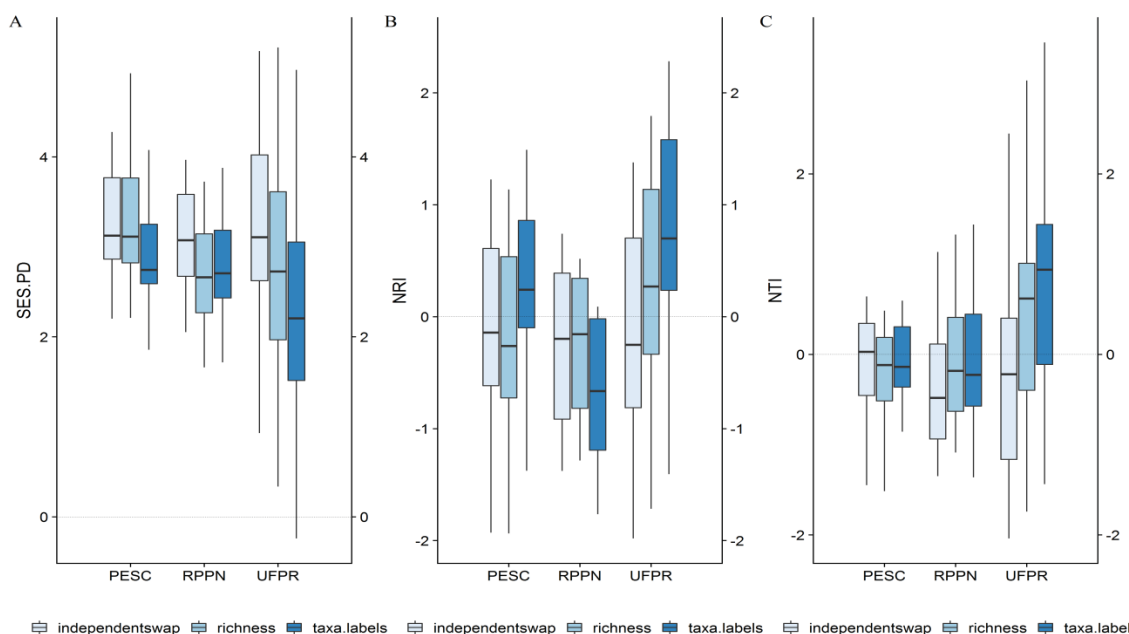
No que diz respeito à riqueza funcional, PESC e RPPN não diferiram entre si ( $p = 1,00$ ) e os valores significativamente positivos de SES.FRic evidenciaram que são mais diversos funcionalmente que o esperado ao acaso, enquanto a UFPR, em média, não diferiu do esperado (Figura 2 – A a C). Os fragmentos diferiram em relação à riqueza de espécies enquanto FEve e FDiv não apresentaram diferença estatística significativa ( $p > 0,05$ ) (Fig. 2 – D a F). A RPPN foi o fragmento mais rico taxonomicamente e funcionalmente (Fig. 2 – C e D) diferindo significativamente das demais áreas ( $p < 0,05$ ). A UFPR apresentou maior variação em relação à média para todas as métricas funcionais avaliadas, mas não diferiu do PESC em relação à riqueza de espécies ( $p = 0,69$ ) (Fig. 2 – B). Tanto FEve quanto FDiv apresentaram valores elevados (próximos de 1) para os três fragmentos.





**Figura 2 – Comportamento de SES.FRic e demais métricas de diversidade funcional nos fragmentos estudados.** Onde: A) Valores de SES.FRic e p-valor (quantile) para a UFPR; B) Valores de SES.FRic e p-valor (quantile) para o PESC; C) Valores de SES.FRic e p-valor (quantile) para a RPPN; D) Variação da riqueza de espécies nos fragmentos; E) Variação do FEve nos fragmentos; F) Variação do FDiv nos fragmentos. Em SES.FRic, esferas brancas diferem significativamente do esperado ao acaso. Linha tracejada representa o intervalo de significância de 0.025 a 0.975. Fragmentos com a mesma letra não apresentaram diferença estatística significativa a 5% para a ANOVA permutacional de um fator e TukeyHSD.

Os valores positivos de SES.PD demonstraram que os fragmentos são filogeneticamente mais diversos que o esperado ao acaso (Fig. 3 – A), padrão este que se manteve consistente para todos os modelos testados. A RPPN apresentou menor discrepância nos resultados de NRI entre os diferentes modelos e os valores predominantemente negativos sugerem dispersão filogenética e coexistência de espécies distantes filogeneticamente (Webb et al. 2002) (Fig. 3 – B). A variação nas médias de NRI do PESC e da UFPR evidenciou a sensibilidade das métricas filogenéticas a estrutura dos modelos escolhidos (Hardy 2008), e demonstrou que modelos que randomizam a filogenia e que randomizam as matrizes de comunidades apresentaram resultados distintos. Somente os resultados do modelo que randomiza a matriz de distância proveniente da filogenia e fixa a composição de espécies por parcela (*taxa.labels*) a fim de evitar vieses da randomização das matrizes de comunidades (Swenson 2014). Assim como a RPPN, o PESC apresentou valores majoritariamente negativos de NRI para o modelo *taxa.labels* que sugerem dispersão filogenética. Em contrapartida, os valores de NRI para a UFPR foram majoritariamente positivos, evidenciando uma tendência de agrupamento filogenético. Os valores de NTI corroboram o padrão revelado pelo NRI, sugerindo dispersão filogenética terminal para RPPN e PESC e uma tendência de agrupamento entre nós terminais para a UFPR (Fig. 3 – C).



**Figura 3 – Comparações da estrutura filogenética das comunidades arbóreas estudadas com valores esperados para comunidades construídas com diferentes modelos nulos. Onde: A) Valores de SES.FD para os fragmentos; B) Valores de NRI para os fragmentos C) Valores de NTI para os fragmentos.**

Os valores médios de SES.PD não diferiram entre os fragmentos independente do modelo nulo escolhido ( $p>0,05$ ) (Tab. 3). Como supramencionado, considerou-se apenas o resultado da comparação com o modelo que randomiza a matriz de distância filogenética entre as espécies (*taxa.labels*), que revelou diferença estatística significativa para NRI e NTI ( $p=0,0013$  e  $p=0,0097$ , respectivamente), denotando que a RPPN apresenta um padrão de dispersão filogenética relacionado a árvore como um todo que não se distingue do registrado no PESC mas difere da tendência de agrupamento encontrada na UFPR. Contudo, apesar da diferença no padrão de parentesco longínquo, RPPN e PESC apresentaram o mesmo padrão de dispersão filogenética relacionado aos ramos terminais, diferindo significativamente da UFPR.

**Tabela 3 – Variação dos valores de SES.PD, NRI e NTI em relação aos modelos nulos empregados e aos diferentes fragmentos.**

Variável	Modelo	Análise de variância	Comparações par-a-par		
			UFPR – PESC	UFPR – RPPN	PESC – RPPN
SES.PD	Richness	$p=0,1048$	-	-	-
	Taxa.labels	$p=0,0989$	-	-	-
	Independentswap	$p=0,8036$	-	-	-
NRI	Richness	$p=0,3055$	-	-	-
	Taxa.labels	$p=0,0032^*$	$p=0,2817$	$p=0,0009^*$	$p=0,0565$
	Independentswap	$p=0,9412$	-	-	-
NTI	Richness	$p=0,1370$	-	-	-
	Taxa.labels	$p=0,0044^*$	$p=0,0370^*$	$p=0,0132^*$	$p=0,9102$
	Independentswap	$p=0,9375$	-	-	-

Onde: Richness, Taxa.labels e Independentswap representam as respostas de SES.PD, NRI e NTI aos diferentes modelos nulos empregados. Análise de variância representa o valor de  $p$  considerando  $\alpha=0,05$  resultante da ANOVA permutacional de um fator. Comparações par-a-par apresentam o valor de  $p$  resultante dos testes de TukeyHSD. O asterisco “\*” indica diferença estatística significativa.



### *3. Métricas da paisagem e seleção de modelos:*

Considerou-se nas análises somente as métricas da paisagem menos correlacionadas entre si e que compuseram os eixos válidos de ACP em cada ano, que foram a Distância euclidiana do vizinho mais próximo (EDNN), Porcentagem da paisagem (LP) e o Índice da maior mancha (LPI) (Apêndice 3). O teste de Mantel revelou correlações globais significativas entre as diferentes faces da diversidade e as métricas da paisagem (significância  $<0,05$ ), exceto para a diversidade taxonômica ( $r=0,0063$  e significância =  $0,3696$ ) e as métricas filogenéticas ( $r= -0,0167$  e significância =  $0,6334$ ) em 2017, reiterando a importância das mudanças antigas na paisagem. Os modelos lineares generalizados reiteraram parcialmente estes resultados, sugerindo influência significativa da configuração da paisagem sobre as medidas de diversidade avaliadas nos diferentes períodos de tempo. Considerando somente os modelos válidos (Apêndice 4) com menores valores de AICc por ano, a seleção sugeriu que, o índice do maior fragmento (LPI), que experimentou incremento de 1985 a 2017, influenciou significativamente ( $p<0,05$ ) a riqueza de espécies e a riqueza funcional dos fragmentos (Modelos RIQ8503, RIQ0303, R1Q703, SRF8503, SRF0303 e SRF1703). LPI e o grau de isolamento, determinado pela distância euclidiana do vizinho mais próximo (EDNN) não apresentaram efeito significativo sobre a diversidade taxonômica ( $p>0,05$ ). A proporção de floresta na paisagem (LP) foi a métrica mais decisiva para determinar mudanças significativas ( $p<0,05$ ) no FEve, FDiv e SESPD em todos os períodos. Também determinou mudanças no NTI em 1985 ( $p=0,005$ ) e 2003 ( $p=0,005$ ), porém não apresentou efeito significativo em 2017. O grau de isolamento apresentou efeito significativo sobre os valores de NRI somente em 1985 ( $p=0,030$ ).

## **Discussão**

### *1. Diversidade taxonômica, funcional e filogenética:*

Os fragmentos abrigam diferentes assembleias de árvores (Tab. 2), o que os torna fundamentais para a conservação da biodiversidade em escala regional, pois podem incrementar a  $\beta$ -diversidade e garantir a perpetuação de espécies sob uma dinâmica metapopulacional (Arroyo-Rodríguez et al. 2013, Hernández-Ruedas et al. 2014). Embora a RPPN seja o fragmento mais rico e com maior densidade de árvores por unidade de área provavelmente por conta do tamanho, apresentou menor valor de diversidade taxonômica que o PESC, que apresentou maior equabilidade, o que sugere menos dominância de uma ou poucas espécies (Magurran 2011). A UFPR apresentou menores valores de riqueza, densidade, equitabilidade e diversidade taxonômica que os demais fragmentos, o que pode estar relacionado à ausência de um regime de proteção, como o existente no PESC e na RPPN e ao tamanho do fragmento. As restrições de uso tendem a fazer com que a diversidade seja maior em unidades de conservação (Gray et al. 2016) e, adicionalmente, fragmentos pequenos suportam menos espécies que fragmentos maiores em paisagens fragmentadas, por conta da menor área e tendência a sofrer mais diante do efeito de borda devido a menor proporção de habitat de interior (Laurance et al. 2006, Hanski 2015, Fahrig 2016).

A proporção da distribuição dos atributos entre as espécies nas três comunidades sugere que o histórico de distúrbios (fragmentação e corte seletivo) desencadeou um retrocesso no estágio sucessional dos fragmentos e que o processo de regeneração se mantém em andamento. A predominância de árvores em classes relativamente

baixas de diâmetro e altura, como observado principalmente na UFPR e RPPN é recorrente em ambientes florestais submetidos a corte seletivo, já que a extração de madeira tende a mirar em indivíduos de grande porte (Medjibe et al. 2011). A retirada de grandes árvores, além de reduzir a população natural das espécies-alvo, desencadeia mudanças ambientais que potencialmente alteram a distribuição das abundâncias no espaço funcional (Maeshiro et al. 2013). Em florestas submetidas a corte seletivo, a frequência de árvores com mais de 20 cm de DAP é significativamente inferior ao registrado em florestas primárias mesmo décadas após a extração (Medjibe et al. 2011). O corte de uma árvore emergente cria uma abertura no dossel, permitindo que mais luz chegue aos estratos inferiores da floresta, o que eleva as taxas de mortalidade de espécies que demandam sombra e favorece o crescimento de espécies típicas de estágios iniciais de sucessão dependentes da luminosidade (Gatti et al. 2015). A substituição dos táxons mais sensíveis e típicos de estágios avançados por espécies iniciais, mediada por alterações ambientais advindas de distúrbio, pode levar a floresta a regredir sucessionalmente (Laurance et al. 2006, Tabareli et al. 2010a, Putz et al. 2011). Processo este comumente associado à perda de atributos funcionais, o que ameaça a manutenção de processos e serviços ecossistêmicos (Santos et al. 2008).

A ocorrência de árvores mais baixas na RPPN pode ser um indicio de que o processo de extração seletiva foi mais intenso neste fragmento em comparação com os demais. O fato de ter sido protegida legalmente somente em 1998, quase meio século após o início da colonização na região (Schallenger & Tomazella 2010), e enquadrar-se na categoria de uso sustentável, que permite determinadas atividades de manejo em unidades de conservação (Brasil 2000), pode ter contribuído para a intensificação da extração madeireira na RPPN.

A prevalência de espécies de crescimento rápido corrobora o evidenciado pelos padrões altimétrico e diamétrico dos fragmentos e reafirma a hipótese do retrocesso sucessional, haja vista que é uma característica típica de ambientes em estágios iniciais e intermediários de sucessão, mas também comumente registrado em bordas de fragmentos florestais. De modo similar ao que ocorre nas clareiras de origem antrópica no interior dos fragmentos, as mudanças ambientais associadas ao processo de retalhamento e o efeito de borda promovem o declínio e a substituição de espécies sensíveis por espécies tolerantes a distúrbios (Laurance et al. 2006, Lindner & Sattler 2012, Gatti et al. 2015).

A dispersão apresentou um padrão concordante com o registrado em estágios iniciais e intermediários de sucessão por Tabarelli e Peres (2002), corroborando a tendência sugerida pelos demais atributos avaliados. Em florestas tropicais primárias ou fragmentos em estados avançados de sucessão, espécies zoocóricas podem representar mais de 95% do total. O padrão registrado para as áreas de estudo é relativamente superior ao registrado em fragmentos em estágios iniciais de sucessão, em que espécies dispersas por frugívoros constituem em média 50% do total (Tabarelli & Peres, 2002). Ao longo do processo de regeneração, espécies com dispersão não mediada por animais são gradativamente substituídas por espécies zoocóricas, portanto, a proporção de espécies dispersadas por animais é diretamente proporcional à idade do fragmento (Viani et al. 2015). Neste sentido, a representatividade da dispersão zoocórica (62 a 77% do total de espécies em cada fragmento) sugere que o processo de regeneração pós-distúrbio se manteve em andamento nos fragmentos estudados.

O tamanho médio dos frutos das espécies é consistente com o tipo de dispersão predominante nos fragmentos, pois frutos de tamanho médio a grande tendem a ser dispersos por frugívoros (Tabarelli & Peres 2002). A proporção de frutos de tamanho pequeno tende a ser superior a de grandes em fragmentos florestais em estágios iniciais e é inversamente proporcional a idade do fragmento. Ao longo do processo de sucessão, espécies de frutos pequenos (com frequência, pioneiras) tendem a ser substituídas por espécies de frutos médios

a grandes e extremamente grandes (Tabarelli & Peres 2002, Viani et al. 2015). Entretanto, a prevalência de uma determinada categoria de tamanho de fruto também está relacionada à presença de dados grupos da fauna. Assim como o tamanho do fruto determina o dispersor, a frequência de ocorrência de dispersores limita a capacidade de dispersão de uma dada categoria de tamanho de fruto (Flörchinger et al. 2010; Ndizihwe et al. 2017; Bogoni et al. 2018). Neste sentido, a perda de grupos específicos da fauna em consequência de impactos antrópicos, tendência já registrada em fragmentos de Mata Atlântica, pode favorecer a ocorrência de determinadas categorias de frutos (Bogoni et al. 2018). Apesar da reduzida riqueza de morcegos na região (Batista & Aranha 2017), a diversidade de aves (aproximadamente 180 espécies) potencialmente explica a prevalência de frutos de tamanho médio nos três fragmentos. Similarmente, a presença de populações de mamíferos de médio e pequeno porte (em torno de 20 espécies) pode estar associada à elevada frequência de frutos extremamente grandes (Sydney et al. 2015).

A distribuição das espécies de acordo com a deciduidade nas áreas de estudo é concordante com um padrão evidenciado por Tabarelli et al. (2010) para pequenos fragmentos de Mata Atlântica e está dentro do intervalo esperado segundo IBGE (2012) para florestas estacionais semidecíduais. Florestas contínuas tendem a ser dominadas por espécies perenifólias (>80% do total), enquanto fragmentos pequenos e áreas de borda apresentam maiores proporções de espécies decíduas e semidecíduas. A elevada frequência de espécies decíduas e semidecíduas nos fragmentos estudados, assim como os demais atributos, sugere a ocorrência de modificações composicionais decorrentes, provavelmente da extração seletiva e do processo de fragmentação (Laurance et al. 2006, Tabarelli et al. 2010, Gatti et al. 2015).

Corroborando com o sugerido pelas proporções dos atributos, as métricas de diversidade funcional (riqueza, uniformidade e divergência) reafirmaram efeitos dos distúrbios sofridos nas comunidades arbóreas dos fragmentos estudados. A riqueza funcional aumentou com a riqueza taxonômica, seguindo um padrão já registrado para o FRic (Villegger et al. 2008; Mouchet et al. 2010). De maneira geral, valores elevados de riqueza funcional sugerem a existência de condições ambientais favoráveis que sustentam combinações múltiplas de atributos funcionais e espécies capazes de usar quase completamente os recursos potencialmente disponíveis, implicando em resistência a invasão biológica, visto que há menos nichos vagos passíveis de serem explorados por possíveis colonizadores. Já valores reduzidos denotam a presença de filtros ambientais dirigindo a estrutura funcional da comunidade, de modo a favorecer determinadas combinações de atributos em detrimento de outras, consequentemente implicando em maior vacância de nichos e, portanto, baixa resistência ao estabelecimento de colonizadores aptos a utilizar tais recursos sub-explorados pelos membros da comunidade (Mason et al. 2003; Cornwell et al. 2006; Villegger et al. 2008; Sanaphre-Villanueva et al. 2016). Neste sentido, interações como a competição provavelmente têm maior importância enquanto fatores estruturados das comunidades arbóreas do PESC e da RPPN, mais diversos que o esperado ao acaso, corroborando um padrão recorrente para árvores tropicais (Kraft et al. 2008), enquanto os filtros ambientais são mais importantes na UFPR.

Os elevados valores de FEve e FDiv observados para as áreas de estudo refletem um resultado semelhante ao registrado por Magnago et al. (2013) em pequenos fragmentos de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. FEve e FDiv são medidas que consideram principalmente a abundância das espécies e refletem, respectivamente, quão completamente explorados têm sido os recursos disponíveis pelos membros de uma comunidade e o grau de diferenciação de nicho existente entre as espécies que a compõe (Mason et al. 2003; Kraft et al. 2008; Villegger et al. 2008). Valores elevados de ambas as medidas (próximos de 1), como observados

nos três fragmentos podem ser indicativos de exclusão competitiva e sugerem baixa redundância funcional (Magnago et al. 2013; Sanaphre-Villanueva et al. 2016). FEve tende a aumentar a medida em que as abundâncias são mais regularmente distribuídas entre as diferentes estratégias de utilização dos recursos das espécies que coexistem na comunidade, enquanto os valores de FDiv se alteram de modo proporcional a abundância de espécies com atributos mais divergentes. Em assembleias funcionalmente divergentes as espécies mais abundantes são, em maioria, competidoras não vorazes distintas em termos de atributos (Mason et al. 2003; Mouchet et al. 2010). Um elevado grau de diferenciação de nicho implica em baixa redundância funcional, o que pode diminuir a capacidade das comunidades de resistir a distúrbios e comprometer a seguridade de dadas funções ecossistêmicas (Mouillot et al. 2013).

Grandes fragmentos florestais e florestas contínuas tendem a apresentar baixa uniformidade e divergência funcional e elevada redundância, haja vista que são dominados por espécies dispersas por animais fortemente competitivas (Magnago et al. 2013, ter Steege et al. 2013). Em contrapartida, florestas secundárias e com histórico de uso exploratório tendem a exibir maior divergência funcional, visto que atividades de manejo afetam diretamente o espaço funcional alterando padrões de diferenciação de nicho (Maeshiro et al. 2013). A riqueza funcional, por outro lado, é negativamente afetada pela perda de habitat (Pessoa et al. 2017), intensificação do uso do solo (Flynn et al. 2009; Laliberté & Legendre 2010) e por distúrbios intensos em geral (Pakeman et al. 2011). Áreas submetidas a algum tipo de perturbação podem oscilar ou decair em termos de riqueza funcional enquanto experimentam incremento da uniformidade após o distúrbio, em função do aumento da importância dos filtros ambientais como processos estruturadores da comunidade em detrimento das interações competitivas (Pakeman et al. 2011). Sendo assim, o histórico de uso e perturbação provavelmente explica os elevados valores de FEve e FDiv em todos os fragmentos, haja vista que a abundância das espécies com estratégias de uso de recursos bem sucedidas tendem a se distribuir de maneira mais uniforme após o distúrbio, sugerindo partição de nicho por exclusão competitiva (Sanaphre-Villanueva et al. 2016).

Considerando que os fragmentos não diferem em termos de uniformidade e divergência funcional, a riqueza funcional torna-se o parâmetro decisivo para apontar a vulnerabilidade das funções ecossistêmicas da UFPR em comparação com os demais fragmentos. Adicionalmente, a redundância funcional tende a reduzir com o tamanho do fragmento, tornando fragmentos pequenos como o da UFPR ainda mais vulneráveis à perda de funções ecossistêmicas (Magnago et al. 2013). As métricas de diversidade filogenética reafirmam a vulnerabilidade da UFPR em termos de estrutura filogenética. Os resultados de SES.PD revelaram que os fragmentos estudados são mais diversos que o esperado ao acaso, e que pequenos fragmentos como a UFPR podem abrigar tanta diversidade filogenética quanto fragmentos de médio porte (>100 ha) como PESC e RPPN, o que reitera seu valor em termos de conservação (Arroyo-Rodríguez et al. 2009). Porém, os valores de NRI e NTI evidenciaram que, apesar da semelhança em relação ao PD, o fragmento da UFPR apresenta uma tendência de agrupamento filogenético e, portanto, é constituído por espécies cujo parentesco filogenético é mais próximo do que o existente entre as espécies componentes do PESC e da RPPN (Webb et al. 2002). Agrupamento filogenético geralmente está relacionado à existência de filtros ambientais, que atuam selecionando as espécies dotadas de determinados atributos que conferem aptidão ao habitat, enquanto impedem o estabelecimento e/ou persistência daquelas que detêm outras combinações de traços funcionais. Distúrbios, por se tratarem de um tipo de filtro ambiental, podem levar ao agrupamento filogenético, padrão este especialmente comum em ambientes urbanos como a UFPR (Brunsberg et al. 2012, Cui et al. 2019). A exposição às condições ambientais estressantes

da matriz urbana e a potencial restrição de conectividade com áreas fonte tende a aumentar os processos de extinção local, de modo que, gradativamente, a comunidade passa a ser constituída por espécies com combinações similares de atributos pré-existentes e advindas por imigração (Cui et al. 2019). Tais resultados são concordantes, ainda, com a tendência registrada por de Lasky & Keitt (2013), de que à medida que o tamanho da área do fragmento decresce, limitações ambientais passam a ter maior importância na montagem de comunidades. Adicionalmente, reiteram o evidenciado pela riqueza funcional (menor que nos demais fragmentos, sugerindo potencial filtragem ambiental) e permitem inferir que os filtros ambientais são o mecanismo mais importante de montagem de comunidade na UFPR.

Em contrapartida, o padrão de dispersão filogenética observado para PESC e RPPN é um indício de que mecanismos de montagem relacionados à competição são os principais responsáveis por estruturar a comunidade arbórea, assim como em grandes fragmentos (Lasky & Keitt 2013, Bregman et al. 2015, Cui et al. 2019). Interações competitivas podem dispersar a filogenia de uma comunidade por exclusão competitiva, já que há uma limitação da coexistência de espécies proximamente relacionadas decorrente da sobreposição de nicho, que leva a extinção da competidora menos apta (similaridade limitante) (Webb et al. 2002, Bregman et al. 2015, Cui et al. 2019). De modo similar ao observado para a UFPR, a diversidade funcional e a estrutura filogenética exibiam padrões concordantes para PESC e RPPN, sugerindo que interações têm maior relevância enquanto mecanismos estruturadores das comunidades nas unidades de conservação estudadas.

## *2. Métricas da paisagem e seleção de modelos:*

A ausência de correlações significativas no ano de 2017 reitera a importância das mudanças históricas na paisagem, sugerindo que a resposta da diversidade às mudanças na composição da paisagem pode não ser revelada em dadas escalas ou atenuada no decorrer do tempo (Arroyo-Rodriguez & Fahrig 2014). A significativa importância do índice de maior fragmento (LPI) sugere que a quantidade de habitat é um fator determinante da riqueza de espécies e da riqueza funcional em fragmentos florestais (Fahrig 2003), o que é corroborado pelo fato de que o maior fragmento (RPPN) foi também o mais rico, tanto taxonomicamente quanto funcionalmente. A influência da proporção de floresta na paisagem (LP) no FEve, FDiv, SES.PD sugere que a quantidade de fragmentos e corredores e a distância entre estes são potenciais determinantes da distribuição de abundâncias, da diferenciação de nicho e da ocorrência de espécies muito aparentadas ou não. À medida que a proporção de floresta na paisagem diminui, a riqueza e a abundância tendem a decair (Rocha-Santos et al. 2017), afetando a uniformidade funcional e os padrões de diferenciação de nicho. O mesmo é válido para a diversidade filogenética, que tende a reduzir com o aumento do grau de retalhamento da paisagem (Matos et al. 2017). A estrutura filogenética dos fragmentos é, provavelmente, mais sensível às mudanças antigas na estrutura da paisagem (Matos et al. 2017), considerando que NRI e NTI foram significativamente influenciados pela proporção de floresta e isolamento apenas nos períodos de 1985 e 2003 (apenas NTI).

Sob uma perspectiva que considera todos os aspectos da diversidade avaliados (taxonômica, funcional e filogenética) é possível afirmar que o histórico de distúrbios e a composição da paisagem têm um papel importante na estruturação das comunidades (Pakeman et al. 2011, Cui et al. 2019), haja vista as evidências deixadas pelos distúrbios passados na estrutura das comunidades arbóreas estudadas. Dentre os fragmentos estudados, o PESC é o mais diverso e apresenta uma condição funcional e filogenética mais próxima da

encontrada em grandes fragmentos ou florestas contínuas, sugerindo maior estabilidade ecossistêmica (Knapp et al. 2017). Contudo, por abrigarem assembleias distintas de espécies arbóreas, e apresentarem, em geral, mais diversidade funcional e filogenética do que o esperado, todos os fragmentos são valiosos para a conservação e manutenção da biodiversidade, das funções ecossistêmicas e da histórica evolutiva em escala local e regional (Arroyo-Rodríguez et al. 2009, Arroyo-Rodríguez et al. 2013, Magnago et al. 2014).

## Conclusão

A composição da paisagem e o histórico de distúrbios influenciaram a diversidade nos fragmentos florestais estudados. Contudo, fragmentos pequenos possuem valor de conservação haja vista que mantêm proporções de atributos funcionais semelhantes a fragmentos de médio porte (Magnago et al. 2014).

A UFPR apresenta-se mais vulnerável que os demais, pois é composta por espécies mais aparentadas. Porém, por abrigar espécies significativamente distintas das demais áreas, tem valor de conservação, pois fragmentos que diferem em termos de composição podem promover elevada  $\beta$ -diversidade mesmo quando a diversidade local é baixa (Arroyo-Rodríguez et al. 2013).

A manutenção e o aprimoramento dos corredores que mantêm a conectividade da paisagem são recomendáveis, dada a importância das espécies dispersadas por fauna nas comunidades e a importância do intercâmbio na manutenção da diversidade genética das populações (Pardini et al. 2005). É fundamental, também, que sejam realizados novos estudos avaliando outros fragmentos florestais com matrizes e histórico distintos e compilando atributos funcionais *in situ*, para verificar se os padrões são mantidos em escalas mais amplas e quando a variação intraespecífica também é considerada.

## Referências Bibliográficas

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes Gonçalves, J. L., Sparovek, G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728.
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L. 2014. Why is a Landscape Perspective Important in Studies of Primates? *American Journal of Primatology*, 76(10):901-9.
- Arroyo-Rodríguez, V., Pineda, E., Escobar, F., Benítez-Malvido, J. 2009. Value of Small Patches in the Conservation of Plant-Species Diversity in Highly Fragmented Rainforest. *Conservation Biology*, 23(3):729–739.
- Arroyo-Rodríguez, V., Rös, M., Escobar, F., Melo, F. P. L., Santos, B. A., Tabarelli, M., & Chazdon, R. 2013. Plant  $\beta$ -diversity in fragmented rain forests: Testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, 101(6), 1449–1458.
- Batista, S. C., Aranha, J. M. R. 2017. Filling knowledge gaps for the State of Paraná, Brazil: Bats (Mammalia, Chiroptera) of Palotina municipality. *Acta Biol. Par.*, 46 (3-4):109-122.
- Bennet, E. M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B. N., Geijzenborgh, I. R., Krug, C. B., Lavorel, S., Lazos, E., Lebel, L., López, B. M., Meyfroidt, P., Mooney, H. A., Nel, J. L., Papsual, U., Payet, K., Harguindeguy, N. R., Peterson, G. D., Prieur-Richard, A. H., Reyers, B., Roebeling, P., Seppelt, R., Solan, M., Tschakert, P., Tschernitz, T., Turner, B. L., Verburg, P. H., Viglizzo, E. F. V., White, P. C. L., Woodward, G. 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 76-85.
- Bogoni, J. A., Pires, J. S. R., Graipel, M. E., Peroni, N., Peres, C. A. 2018. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large-bodied mammal fauna? *PLoS ONE* 13(9): e0204515.
- Boscolo, D., Metzger, J. P. 2009. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology*, 24(7):907-918.



- Brasil. 2000. Lei Nº9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, 19 de julho de 2000.
- Bregman, T. P., Lees, A. C., Seddon, N., MacGregor, H. E. A., Darski, B., Aleixo, A., Bonsall, M. B., Tobias, J. A. 2015. Species interactions regulate the collapse of biodiversity and ecosystem function in tropical forest fragments. *Ecology*, 96(10):2692–2704.
- Brunbjerg, A. K., Borchsenius, F., Eiserhardt, W. L., Ejrnaes, R., Svenning, J. 2012. Disturbance drives phylogenetic community structure in coastal dune vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 23:1082–1094.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. & Huyvaert, K.P. 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65:23–35.
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., Mirotchnick, N. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48:1079–1087.
- Cadotte, M. W., Cavender-Bares, J., Tilman, D., Oakley, T. H. 2009. Using Phylogenetic, Functional and Trait Diversity to Understand Patterns of Plant Community Productivity. *PLoS One*, 4(5):1–9.
- Cadotte, M. W., Davies, T. J. 2010. Rarest of the rare: advances in combining evolutionary distinctiveness and scarcity to inform conservation at biogeographical scales. *Diversity and Distributions*, 16:376–385.
- Cadotte, M. W., Arnillas, C. A., Livingstone, S. W., Yasui, S. E. 2015. Predicting communities from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(9):510–511.
- Cianciaruso, M. V., Silva, I. A., Batalha, M. A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9(3):93–103.
- Congedo, L. 2016. Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. Release 6.0.1.1. Disponível em: <https://fromgistors.blogspot.com/p/semi-automatic-classification-plugin.html>. Acesso em: 15 de agosto de 2018 às 14h35min.
- Corlett, R. T. 2015. The Anthropocene concept in ecology and conservation. *Trends Ecology Evolution*, 30(1):36–41.
- Cornwell, W. K., Schilck, D. W., Ackerly, D. D. 2006. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology*, 87(6):1465–1471.
- Sydney, N. V., Rosenberger, M. G., Bender, T. H. 2015. Mamíferos. In *Guia da Biodiversidade de Palotina* (Cortez, V. G., Gonçalves, R. B. Orgs.). UFPR, Palotina. 220 p.
- Cui, Y. C., Song, K., Guo, X. Y., van Bodegom, P. M., Pan, Y. J., Tian, Z. H., Chen, X. S., Wang, J., Da, L. J. 2019. Phylogenetic and functional structures of plant communities along a spatiotemporal urbanization gradient: effects of colonization and extinction. *Journal of Vegetation Science*. <https://doi.org/10.1111/jvs.12724>.
- Dainese, M., Leps, J., De Bello, F. 2015. Different effects of elevation, habitat fragmentation and grazing management on the functional, phylogenetic and taxonomic structure of mountain grasslands. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(1):44–53.
- Decocq, G., Andrieu, E., Brunet, J., Chabrierie, O., De Frenne, P., De Smedt, P., ... Wulf, M. 2016. Ecosystem Services from Small Forest Patches in Agricultural Landscapes. *Current Forestry Reports*, 2(1), 30–44.
- Duarte, L. S., Bergamin, R. S., Marcilio-Silva, V., Seger, G. D. S., Marques, M. C. M. 2014. Phylobetadiversity among Forest Types in the Brazilian Atlantic Forest Complex. *PLoS ONE* 9(8): e105043.
- Ellis, E. C., Ramankutty, N. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8):439–447.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34:487–515.
- Fahrig, L. 2017. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 48:1–23.
- Faith, D.P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biol. Conserv* 61: 1–10.
- Flörchinger, M., Braun, J., Böhning-Gaese, M., Schaefer, H. M. 2010. Fruit size, crop mass, and plant height explain differential fruit choice of primates and birds. *Oecologia* 164:151–161.
- Flynn, D. F. B., Mirotchnick, N., Jain, M., Palmer, M. I., Naeem, S. 2011. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity-ecosystem-function relationships. *Ecology*, 92(8):1573–1581.
- Gatti, R. C., Castaldi, S., Lindsell, J. A., Coomes, D. A., Marchetti, M., Maesane, M., Di Paola, A., Paparella, F., Valentini, R. 2015. The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. *Ecol Res* 30:119–132.
- Gibson, L., Lee, T. M., Kohl, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., Peres, C. A., Bradshaw, C. J. A., Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Sodhi, N. S. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining

- tropical biodiversity. *Nature*, 478:378-383.
- Gotelli, N. J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, 81(9): 2606–2621.
- Gotelli, N. J., McCabe, D. J. 2002. Species co-occurrence: A meta-analysis of j. M. Diamond's assembly rules model. *Ecology*, 83(8):2091–2096.
- Gray, C. L., Hill, S. L. L., Newbold, T., Hudson, L. N., Börger, L., Contu, S., Hoskins, A. J., Ferrier, S., Purvis, A., Scharlemann, P. W. 2016. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature*, 7:12306.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... Townshend, J. R. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), 1–10.
- Hanski, I. 2015. Habitat fragmentation and species richness, *Journal of Biogeography*, 42:989–994.
- Hatfield, J. H., Harrison, M. L. K., Banks-Leite, C. 2018. Functional Diversity Metrics: How They Are Affected by Landscape Change and How They Represent Ecosystem Functioning in the Tropics. *Current Landscape Ecology Reports*, 3(2):35-42.
- Hardy, O. J. 2008. Testing the spatial phylogenetic structure of local communities: statistical performances of different null models and test statistics on a locally neutral community. *Journal of Ecology*, 96:914-926.
- Harrison, P. A., Berry, P. M., Simpson, G., Haslett, J. R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamana, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L., Turkelboom, F. 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services*, 9:191-203.
- Hautier, Y., Tilman, D., Isbell, F., Seabloom, E. W., Borer, E. T., Reich, P. B. 2015. Plant ecology. Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. *Science*, 348(6232):336-340.
- Hernández-Ruedas, M. A., Arroyo-Rodríguez, V., Meave, J. A., Martínez-Ramos, M., Ibarra-Manríquez, G., Martínez, E., ... Santos, B. A. 2014. Conserving tropical tree diversity and forest structure: The value of small rainforest patches in moderately-managed landscapes. *PLoS ONE*, 9(6), 1–10.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2. ed. IBGE, Rio de Janeiro. 271p.
- Isbell, F., Tilman, D., Polasky, S., Loreau, M. 2015. The biodiversity-dependent ecosystem service debt. *Ecology Letters*, 18(2):119-134.
- Kembell, S. W., Cowan, P. D., Helmus, M. R., Cornwell, W. K., Morlon, H., Ackerly, D. D., Blomberg, S. P., Webb, C. O. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, 26(11):1463–1464.
- Knapp, S., Winter, M., Klotz, S. 2017. Increasing species richness but decreasing phylogenetic richness and divergence over a 320-year period of urbanization. *Journal of Applied Ecology*, 54(4):1152-1160.
- Kraft, N. J. B., Valencia, R., Ackerly, D. D. 2008. Functional Traits and Niche-Based Tree Community Assembly in an Amazonian Forest. *Science*, 322:580-582.
- Laliberté, E., Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1): 299–305.
- Lasky, J. R., Keitt, T. H. 2013. Reserve Size and Fragmentation Alter Community Assembly, Diversity, and Dynamics. *The American Naturalist*, 182(5):143-160.
- Laurance, W. F., Nascimento, H. E. M., Laurance, S. G., Andrade, A., Fearnside, P. M., Ribeiro, J. E. L., Capretz, R. L. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology*, 87(2):469–482.
- Laurance, W. F., Camargo, J. L. C., Luizão, R. C. C., Laurance, S. G., Pimmd, S. L., Bruna, E. M., Stouffer, P. C., Williamson, G. B., Benítez-Malvido, J., Vasconcelos, H. L., Van Houtan, K. S., Zartman, C. E., Boyle, S. A., Didham, R. K., Andrade, A., Lovejoy, T. E. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation* 144:56–67.
- Legendre, P., & Legendre, L. 2012. *Numerical Ecology*. 3 ed. Oxford, UK: Elsevier.
- Lindner, A., Sattler, D. 2012. Biomass estimations in forests of different disturbance history in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. *New Forests*, 43:287–301.
- Maeshiro, R., Kusumoto, B., Fujii, S., Shiono, T., Kubota, Y. 2013. Using tree functional diversity to evaluate management impacts in a subtropical forest. *Ecosphere*, 4(6):1-17.
- Magurran, A. E. 2011. *Medindo a Diversidade Biológica*. UFPR, Curitiba. 261 p.
- Magnago, L. F. M., Edwards, D. P., Magrath, A., Martins, S. V., Laurance, W. F. 2014. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*, 102:475–485.
- Mason, N. W. H., De Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S., Dray, S. 2013. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*, 24(5):794-806.



- Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G., Wilson, B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111:112-118.
- Matos, F. A. R., Magnago, L. F. S., Gastauer, M., Carreiras, J. M. B., Simonelli, M., Meira-Neto, J. A. A., Edwards, D. P. 2017. Effects of landscape configuration and composition on phylogenetic diversity of trees in a highly fragmented tropical forest. *Journal of Ecology*, 105:265–276.
- McGarigal, K. 2015. *Fragstats Help*. Portland, Oregon, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research station. 185 p.
- McGarigal, K., McComb, W. C. 1995. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Portland, Oregon, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research station. General Technical Report PNW-GTR-351.
- Medjibe, V. P., Putz, F. E., Starkey, M. P., Ndouna, A. A., Memiaghe, H. R. 2011. Impacts of selective logging on above-ground forest biomass in the Monts de Cristal in Gabon. *Forest Ecology and Management*, 262: 1799–1806.
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H., Mouillot, D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4):867-876.
- Mouillot, D., Graham, N. A., Villegér, S., Mason, N. W. H., Bellwood, D. R. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3):167-177.
- Morris, R. J. 2010. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, 365:3709–3718.
- Ndizihwe, D. R., Assogbadjo, A. E., Djagoun, S. C. A. M., Kassa, B. 2017. Animal-Plant Interaction: A Review On Terrestrial Vertebrate Seed Disperser Diversity And The Selectivity Pattern Based On The Size Of Fruits. *Researchjournal's Journal of Ecology*, 4(1):1-15.
- Oliver, T. H., Heard, M. S., Isaac, N. J., Roy, D. B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C. D., Petchey, O. L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K. B., Mace, G. M., Martín-López, B., Woodcock, B. A., Bullock, J. M. 2015a. Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(11):673-684.
- Pakeman, R. J. 2011. Functional diversity indices reveal the impacts of land use intensification on plant community assembly. *Journal of Ecology*, 99:1143–1151.
- Paradis, E., Schliep, K. 2019. ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. *Bioinformatics*, 35(3):526-528.
- Pardini, R., Souza, S. M., Braga-Neto, R., Metzger, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, 124(2):253-266.
- Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, A., Gachet, S., Daniel, H. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* 118: 391-402.
- Pessoa, M. S., Hambuckersb, A., Benchimol, M., Rocha-Santos, L., Bomfim, J. A., Faria, D., Cazetta, E. 2017. Deforestation drives functional diversity and fruit quality changes in a tropical tree assemblage. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 28:78–86.
- Petchey, O. L., Gaston, K. J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5(3):402-411.
- Plass-Johnson, J. G., Taylor, M. H., Husain, A. A. A., Teichberg, M. C., Ferse, S. C. A. 2016. Non-Random Variability in Functional Composition of Coral Reef Fish Communities along an Environmental Gradient. *PLoS ONE* 11(4): e0154014.
- Portillo-Quintero, C. A., Sánchez-Azofeifa, G. A. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143:144–155.
- Pütz, S., Groeneveld, J., Alves, L. F., Metzger, J. P., & Huth, A. 2011. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecological Modelling*, 222(12), 1986–1997.
- QGIS Development Team, 2018. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.org>
- R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Rocha-Santos, L., Benchimol, M., Mayfield, M. M., Faria, D., Pessoa, M. S., Talora, D. C., Mariano-Neto, E., Cazetta, E. 2017. Functional decay in tree community within tropical fragmented landscapes: Effects of landscape-scale forest cover. *PLoS ONE* 12(4): e0175545.
- Sanaphre-Villanueva, L., Dupuy, J. M., Andrade, J. L., Reyes-García, C., Paz, H., Jackson, P. C. 2016. Functional Diversity of Small and Large Trees along Secondary Succession in a Tropical Dry Forest. *Forests*, 7(163):1-15.

- Santos, B. A., Arroyo-Rodríguez, V., Moreno, C. E., Tabarelli, M. 2010. Edge-Related Loss of Tree Phylogenetic Diversity in the Severely Fragmented Brazilian Atlantic Forest. *PLoS ONE* 5(9): e12625.
- Santos, B. A., Peres, C. A., Oliveira, M. A., Grillo, A., Alves-Costa, C. P., Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation*, 141:249-260.
- Schallenger, E., Tomazella, P. D. 2010. A exploração territorial do município de Palotina, oeste do Paraná, e o remanescente florestal. *Tempo da Ciência*, 34(17):71-83.
- Snelgrove, P. V., Thrush, S. F., Wall, D. H., Norkko, A. 2014. Real world biodiversity-ecosystem functioning: a seafloor perspective. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(7):398-405.
- Srivastava, D. S., Cadotte, M. W., MacDonald, A. A. M., Marushia, R. G., Mirotchnick, N. 2012. Phylogenetic diversity and the functioning of ecosystems. *Ecology Letters*, 15(7):637-648.
- Swenson, N. G. 2011. The role of evolutionary processes in producing biodiversity patterns, and the interrelationships between taxonomic, functional and phylogenetic biodiversity. *American Journal of Botany*, 98(3):472-480.
- Swenson, N. G. 2014. *Functional and Phylogenetic Ecology* in R. New York: Springer. 217 p.
- ter Steege, H., Pitman, N. C. A., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomao, R. P., Guevara, J. E., ... Silman, M. R. 2013. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science*, 342(6156), 1243092-1243092.
- Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Girão, L. C., Peres, C. A., Lopes, A. V. 2010. Effects of Pioneer Tree Species Hyperabundance on Forest Fragments in Northeastern Brazil. *Conservation Biology*, 24(6):1654-1663.
- Tabarelli, M., Peres, C. A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation*, 106:165-176.
- Tucker, C. M., Cadotte, M. W., Carvalho, S. B., Davies, T. J., Ferrier, S., Fritz, S. A., Grenyer, R., Helmus, M. R., Jin, L. S., Mooers, A. O., Pavoine, S., Purschke, O., Redding, D. W., Rosauer, D. F., Winter, M., Mazel, F. 2016. A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 92(2):698-715.
- Viani, R. A. G., Costa, J. C., Rozza, A. F., Bufo, L. V. B., Ferreira, M. A. P., Oliveira, A. C. P. 2011. Caracterização florística e estrutural de remanescentes florestais de Quedas do Iguaçu, Sudoeste do Paraná. *Biota Neotropica*, 11(1):115-128.
- Villéger, S., Mason, N. W., Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8):2290-2301.
- Wang, S., Loreau, M. 2016. Biodiversity and ecosystem stability across scales in metacommunities. *Ecology Letters*, 19:510-518.
- Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A., Donoghue, M. J. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(3):475-505.
- Webb, C. O., Donoghue, M. J. 2005. Phylomatic: tree assembly for applied phylogenetics. *Molecular Ecology Notes*, 5:181-183.
- Zanne, A. E., Tank, D. C., Cornwell, W. K., Eastman, J. M., Smith, S. A., Fitz John, R. G., McGlinn, D. J., O'Meara, B. C., Moles, A. T., Reich, P. B., Royer, D. L., Soltis, D. E., Stevens, P. F., Westoby, M., Wright, I. J., Aerts, L., Bertin, R. I., Calaminus, A., Govaerts, R., Hemmings, F., Leishman, M. R., Oleksyn, J., Soltis, P. S., Swenson, N. G., Warman, L., Beaulieu, J. M. 2014. Three keys to the radiation of angiosperms into freezing environments. *Nature*, 506:89-92.

## CONCLUSÃO

O histórico de distúrbios afetou diretamente a estrutura e o funcionamento dos fragmentos estudados alterando, principalmente, os padrões de densidade, área basal, uniformidade funcional e diferenciação de nicho das espécies arbóreas. Embora não suportem o mesmo montante de espécies que florestas bem preservadas, os fragmentos apresentam elevado potencial de contribuição para o sequestro e armazenamento de carbono e podem, combinados, incrementar a diversidade regional e garantir a perpetuação da biodiversidade. Fica evidente, no entanto, que fragmentos pequenos como a UFPR são mais vulneráveis aos efeitos das perturbações de origem antrópica e, portanto, requerem monitoramento continuado e carecem de atenção das autoridades e de estratégias de manejo adequadas às suas peculiaridades. O presente estudo reitera o papel crucial das áreas protegidas na conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, dada a semelhança dos resultados registrados para o PESCC e a RPPN e a área de referência.

As limitações do presente estudo residem, principalmente, no número limitado de fragmentos amostrados, condicionado ao fator tempo hábil e ao custo dos procedimentos. Um maior número de réplicas permitiria maiores extrapolações dos padrões observados para as áreas de estudo, contudo, os resultados aqui apresentados podem vir a embasar a tomada de decisão de autoridades competentes no que diz respeito ao desenvolvimento e implementação de ações de manejo e conservação da biota local e regional.

## REFERÊNCIAS

- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; PINEDA, E.; ESCOBAR, F.; BENÍTEZ-MALVIDO, J. Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. **Conservation Biology**, v. 23, n. 3, p. 729–739, 2009.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; RÖS, M.; ESCOBAR, F.; et al. Plant  $\beta$ -diversity in fragmented rain forests: Testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 6, p. 1449–1458, 2013.
- BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 2016.
- BENNETT, E. M.; CRAMER, W.; BEGOSSI, A.; et al. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 14, p. 76–85, 2015.
- BROCKERHOFF, E. G.; BARBARO, L.; CASTAGNEYROL, B.; et al. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 13, p. 3005–3035, 2017.
- CADOTTE, M. W.; ARNILLAS, C. A.; LIVINGSTONE, S. W.; YASUI, S. L. E. Predicting communities from functional traits. **Trends in Ecology and Evolution**, 2015.
- CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHEV, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079–1087, 2011.
- CADOTTE, M. W.; CAVENDER-BARES, J.; TILMAN, D.; OAKLEY, T. H.; TACKENBERG, O. Using Phylogenetic, Functional and Trait Diversity to Understand Patterns of Plant Community Productivity. **PLoS ONE**, v. 4, n. 5, 2009.
- CADOTTE, M. W.; JONATHAN DAVIES, T.; REGETZ, J.; et al. Phylogenetic diversity metrics for ecological communities: Integrating species richness, abundance and evolutionary history. **Ecology Letters**, v. 13, n. 1, p. 96–105, 2010.
- CHAPIN III, F. S.; ZAVALA, E. S.; EVINER, V. T.; et al. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, p. 234–242, 2000.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93–103, 2009.
- CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. Low recruitment of trees dispersed by animals in african forest fragments. **Conservation Biology**, v. 15, n. 06, p. 1733–1741, 2001.

CORLETT, R. T. The Anthropocene concept in ecology and conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 1, p. 36-41, 2015.

DECOCQ, G.; ANDRIEU, E.; BRUNET, J.; et al. Ecosystem Services from Small Forest Patches in Agricultural Landscapes. **Current Forestry Reports**, v. 2, n. 1, p. 30-44, 2016.

ELLIS, E. C.; RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 8, p. 439-447, 2008.

ESTEVAN, D. A.; VIEIRA, A. O. S.; GORENSTEIN, M. R. Estrutura e relações florísticas de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Londrina, Paraná, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 3, p. 713-725, 2016.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FERRETTI, A. R.; SCHRAPPE, C. R.; BRITEZ, R. M. Os estados da Mata Atlântica: Paraná. In **Mata Atlântica – uma rede pela floresta** (Campanili M, Prochnow M), Brasília: RMA, v. 01, p. 58-76, 2006.

FLYNN, D. F. B.; MIROTECHNICK, N.; JAIN, M.; PALMER, M. I.; NAEEM, S. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity-ecosystem-function relationships. **Ecology**, v. 92, n. 8, p. 1573-1581, 2011.

GATTI, R. C.; CASTALDI, S.; LINDSELL, J. A.; et al. The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. **Ecological Research**, v. 30, p. 119-132, 2015.

GIBSON, L.; LEE, T. M.; KOH, L. P.; et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, p. 378-381, 2011.

GUBERT FILHO. O desflorestamento do Paraná em um século. In **Reforma Agrária em Meio Ambiente: teoria e prática do Estado do Paraná. Parte I – História do desmatamento do Estado do Paraná e sua relação com a reforma agrária** (SONDA, C.; TRAUZYNSKI, S. C. Org.), Curitiba: ITCG, v. 01, p. 15-26, 2010.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1-9, 2015.

HARRISON, P. A.; BERRY, P. M.; SIMPSON, G.; et al. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. **Ecosystem Services**, v. 9, p. 191-203, 2014.

HATFIELD, J. H.; HARRISON, M. L. K.; BANKS-LEITE, C. Functional Diversity Metrics: How They Are Affected by Landscape Change and How They Represent Ecosystem Functioning in the Tropics. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 3, n. 2, p. 35-42, 2018.

HAUTIER, Y.; TILMAN, D.; ISBELL, F.; et al. Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. **Science**, v. 348, n. 6232, p. 336–340, 2015.

HERNÁNDEZ-RUEDAS, M. A.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MEAVE, J. A.; et al. Conserving tropical tree diversity and forest structure: The value of small rainforest patches in moderately-managed landscapes. **PLoS ONE**, v. 9, n. 6, p. 1–10, 2014.

ISBELL, F.; TILMAN, D.; POLASKY, S.; LOREAU, M. The biodiversity-dependent ecosystem service debt. **Ecology Letters**, v. 18, n. 2, p. 119–134, 2015.

JAKOVAC, C. C.; PEÑA-CLAROS, M.; KUYPER, T. W.; BONGERS, F. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 1, p. 67–77, 2015.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZÃO, R. C. C.; et al. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, p. 56–67, 2011.

LIMA, R. A. F.; MORI, D. P.; PITTA, G.; et al. How much do we know about the endangered Atlantic Forest? Reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2135–2148, 2015.

LÔBO, D.; LEÃO, T.; MELO, F. P. L.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 2, p. 287–296, 2011.

MAESHIRO, R.; KUSUMOTO, B.; FUJII, S.; SHIONO, T.; KUBOTA, Y. Using tree functional diversity to evaluate management impacts in a subtropical forest. **Ecosphere**, v. 4, n. 6, 2013.

MAGRACH, A.; LAURANCE, W. F.; LARRINAGA, A. R.; SANTAMARIA, L. Meta-analysis of the effects of forest fragmentation on interspecific interactions. **Conservation Biology**, v. 28, n. 5, p. 1342–1348, 2014.

MCGILL, B. J.; DORNELAS, M.; GOTELLI, N. J.; MAGURRAN, A. Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 2, p. 104–113, 2015.

MORRIS, R. J. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: A network structure and ecosystem functioning perspective. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1558, p. 3709–3718, 2010.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; HILL, S. L. L.; et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2015.

OLIVER, T. H.; HEARD, M. S.; ISAAC, N. J. B.; et al. Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 11, p. 673–684, 2015.



PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Instituto Ambiental do Paraná. Diretoria de Biodiversidade e Áreas Protegidas. **Plano de Manejo do Parque Estadual de São Camilo**. Curitiba, 2006.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, n. 3, p. 402–411, 2002.

REYER, C. P. O.; RAMMIG, A.; BROUWERS, N.; LANGERWISCH, F. Forest resilience, tipping points and global change processes. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 1, p. 1–4, 2015.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSADD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURGG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 208–214, 2018.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZON, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1144–1156, 2009.

SANTOS, B. A.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MORENO, C. E.; TABARELLI, M. Edge-Related Loss of Tree Phylogenetic Diversity in the Severely Fragmented Brazilian Atlantic Forest. **PLoS ONE**, v. 5, n. 9, p. e12625, 2010.

SCHALLENBERGER, E.; TOMAZELLA, P. D. A exploração territorial do município de Palotina, oeste do Paraná, e o remanescente florestal. **Revista Tempo da Ciência**, v. 17, n. 34, p. 71-83, 2010.

SFAIR, J. C.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M. Taxonomic and functional divergence of tree assemblages in a fragmented tropical forest. **Ecological Applications**, v. 26, n. 6, p. 1816–1826, 2016.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C.; GURIES, R. P.; RUSCHEL, A. R.; DOS REIS, M. S. Secondary Forest Succession in the Mata Atlantica, Brazil: Floristic and Phytosociological Trends. **ISRN Ecology**, v. 2011, p. 1–19, 2011.

SMITH, I. A.; HUTYRA, L. R.; REINMANN, A. B.; MARRS, J. K.; THOMPSON, J. R. Piecing together the fragments: elucidating edge effects on forest carbon dynamics. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 16, n. 4, p. 213–221, 2018.

SNELGROVE, P. V. R.; THRUSH, S. F.; WALL, D. H.; NORKKO, A. Real world biodiversity-ecosystem functioning: A seafloor perspective. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 29, n. 7, p. 398–405, 2014.

SOCOLAR, J. B.; GILROY, J. J.; KUNIN, W. E.; EDWARDS, D. P. How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 31, n. 1, p. 67–80, 2016.

SOUZA, R. F. DE; MACHADO, S. DO A.; GALVÃO, F.; FIGUEIREDO FILHO, A. Fitossociologia da vegetação arbórea do Parque Nacional do Iguaçu. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 3, p. 853–869, 2017.

SWENSON, N. G. The role of evolutionary processes in producing biodiversity patterns, and the interrelationships between taxonomic, functional and phylogenetic biodiversity. **American Journal of Botany**, v. 98, n. 3, p. 472–480, 2011.

TER STEEGE, H.; PITMAN, N. C. A.; SABATIER, D.; et al. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. **Science**, v. 342, n. 6156, p. 1243092–1243092, 2013.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The “few winners and many losers” paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, n. September 2017, p. 136–140, 2012.

TAUBERT, F.; FISCHER, R.; GROENEVELD, J.; et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n. 7693, p. 519–522, 2018.

WANG, S.; LOREAU, M. Biodiversity and ecosystem stability across scales in metacommunities. **Ecology Letters**, v. 19, n. 5, p. 510–518, 2016.

WILSON, M. C.; CHEN, X. Y.; CORLETT, R. T.; et al. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 2, p. 219–227, 2016.

ZWIENER, V. P.; PADIAL, A. A.; MARQUES, M. C. M.; FALEIRO, F. V.; LOYOLA, R.; PETERSON, A. T. Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic forest. **Diversity and Distribution**, v. 23, p. 955–966, 2017.



**APPENDIX 1 – PAIRWISE COMPARISONS OF SPECIES COMPOSITION AND ABUNDANCE AMONG THE 24 SITES EVALUATED WITH PERMANOVA AND BONFERRONI CORRECTION OF P-VALUE.**

	PESC	PNI13	PNI14	PNI15	PNI04	PNI05	PNI06	PNI01	PNI02	PNI03	PNI07	PNI08	PNI09	PNI12	PNI20	PNI21	PNI16	PNI17	PNI18	PNI10	PNI11	PNI12	RPPN
PNI13	0.028	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI14	0.028	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI15	0.028	0.028	0.028	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI04	0.028	0.028	0.028	0.055	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI05	0.028	0.083	0.028	0.028	0.856	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI06	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI01	0.028	0.028	0.055	0.055	0.028	0.138	0.414	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI02	0.028	0.028	0.055	0.028	0.028	0.028	0.028	0.055	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI03	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.055	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI07	0.028	0.028	0.028	0.055	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.055	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI08	0.028	0.359	1	0.028	0.028	0.497	0.359	0.055	0.028	0.028	0.028	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI09	0.028	1	1	0.028	0.055	0.028	0.138	0.028	0.028	0.055	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI12	0.028	0.028	0.028	0.028	0.055	0.028	0.055	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI20	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI21	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	1	-	-	-	-	-	-	-	-
PNI16	0.028	0.028	0.028	0.055	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.055	0.028	0.028	0.028	0.055	0.028	0.028	-	-	-	-	-	-	-
PNI17	0.028	0.028	0.028	0.028	0.055	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.055	-	-	-	-	-	-
PNI18	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.055	0.028	0.028	0.028	0.055	0.028	0.028	0.028	0.028	-	-	-	-	-
PNI10	0.028	0.028	0.028	1	0.028	0.028	0.028	0.055	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.055	0.028	0.028	0.193	0.028	0.055	-	-	-	-
PNI11	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.055	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	-	-	-
PNI12	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.055	0.028	0.028	0.028	0.028	0.055	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.138	-	-
RPPN	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	-
UFPR	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028

APPENDIX 2 – ABUNDANCE AND THREAT STATUS OF TREE SPECIES REGISTERED IN THE 24 SITES OF SEASONAL SEMIDECIDUOUS FOREST FRAGMENTS.

Species	Status IUCN	Status Brazil	UFPR	PESC	RPPN	PNI01	PNI02	PNI03	PNI04	PNI05	PNI06	PNI07	PNI08	PNI09	PNI10	PNI11	PNI12	PNI13	PNI14	PNI15	PNI16	PNI17	PNI18	PNI19	PNI20	PNI21
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	NE	NE	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aegiphila mediterranea</i> Vell.	NE	NE	0	4	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	NE	NE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5
<i>Albizia edwallii</i> (Hoehn.) Barneby & J.Grimes	NE	NE	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	NE	NE	1	0	6	2	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	NE	NE	1	2	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	1	0	0
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	NE	NE	2	1	1	3	2	3	0	0	0	0	1	2	4	6	3	0	2	2	6	13	5	2	11	8
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	NE	NE	2	0	1	5	0	0	1	7	2	7	0	1	2	3	0	4	0	0	0	2	0	26	4	1
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	NE	NE	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Alseis floribunda</i> Schott	NE	NE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Anadenanthera calubrina</i> (Vell.) Brenan	LC	NE	2	0	2	0	0	0	2	4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Annona cacans</i> Warm.	NE	LC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	
<i>Annona enarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	NE	LC	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	2	3	4	0	1	1	3	0	0	0	2	0	2
<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	NE	NE	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	NE	NE	0	10	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2	0	0	1	1	0	0	0
<i>Aralia warmingiana</i> (Marchal) J. Wen	NE	LC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	CR	EN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	1
<i>Aspidosperma australe</i> Müll.Arg.	NE	LC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	EN	NT	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	5	7	0	1	0	2	7	1	5	0	0	1
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	NE	LC	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	EN	RA	5	4	22	9	7	11	8	11	3	1	10	6	9	0	7	5	7	2	9	8	4	0	0	0
<i>Banara tomentosa</i> Clos	NE	NE	0	0	0	0	0	0	1	3	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	1
<i>Bastardopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	NE	NE	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	5	0	1	0	3	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bauhinia forficata</i> Link	LC	NE	1	3	0	0	0	1	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	LC	NE	5	7	8	4	9	9	0	2	2	0	3	2	5	7	8	0	3	8	4	5	6	21	19	19
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	NE	NE	3	7	3	0	0	0	0	0	0	10	0	8	0	5	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	LC	NE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campomanesia guazunifolia</i> (Cambess.) O. Berg	NE	NE	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Mart. ex O. Berg	NE	NE	0	17	9	4	10	6	3	3	4	3	2	1	2	1	1	2	0	3	1	1	0	26	1	2
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	NE	NE	0	2	2	3	2	0	6	4	1	1	0	1	1	0	0	0	0	2	0	0	0	10	0	8
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	DD	NE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	NE	NE	0	1	1	0	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	6	4
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	NE	NE	2	1	0	2	1	0	6	0	2	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0	11	1	0
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	NE	NE	0	1	0	0	2	2	0	0	6	0	0	0	1	1	1	0	2	1	3	0	0	0	0	0
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	VU	VU	1	5	2	3	3	6	3	5	4	0	1	0	4	0	2	4	3	6	1	2	0	5	8	9
<i>Celtis speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	NE	NE	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.	NE	NE	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	NE	NE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	NE	NE	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	2	2	0	0	0	0	0
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	NE	NE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	NE	NE	5	11	14	13	6	3	10	4	6	4	4	5	4	4	3	13	4	7	0	1	1	3	0	1
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	NE	NE	1	1	1	9	1	3	3	7	4	3	2	2	2	1	0	4	0	1	2	5	4	6	0	1
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	NE	NE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard	NE	NE	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	2	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) Howard	NE	NE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Citrus aurantium</i> L.	NE	NE	1	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	NE	NE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0







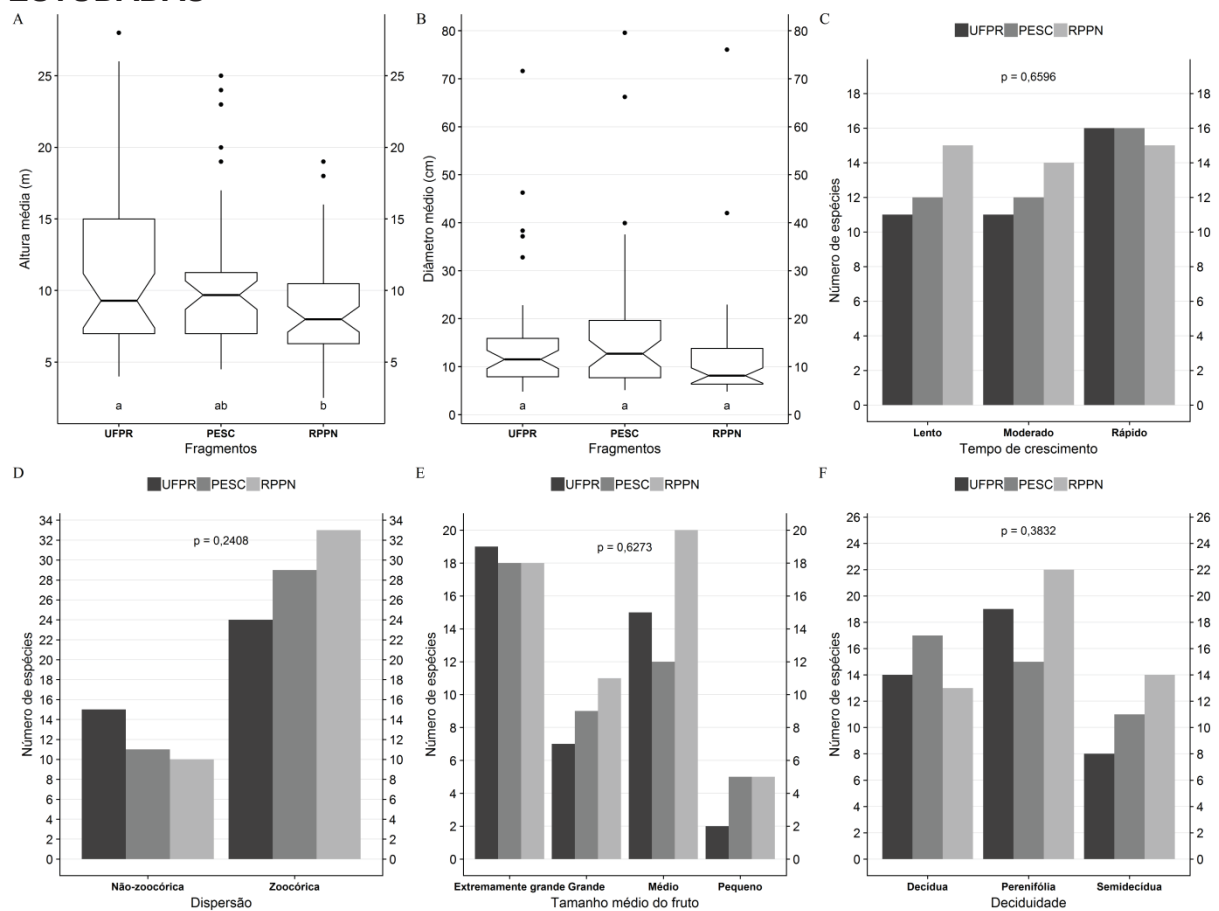
**APÊNDICE 1 (CAPÍTULO 2) – LISTA DE ESPÉCIES ARBÓREAS REGISTRADAS NOS FRAGMENTOS DE FLORESTA ATLÂNTICA DA REGIÃO OESTE DO ESTADO DO PARANÁ.**

<b>Nome científico</b>	<b>Família</b>	<b>Área</b>
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Anacardiaceae	U
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	Annonaceae	R
<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	Annonaceae	R
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	Apocynaceae	UP
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> DC.	Apocynaceae	R
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	Aquifoliaceae	R
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Arecaceae	R
<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	Arecaceae	R
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae	UPR
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S. Mill.	Boraginaceae	PR
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Boraginaceae	UPR
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.	Cannabaceae	PR
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) DC.	Caricaceae	P
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	Celastraceae	P
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Euphorbiaceae	UPR
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	UPR
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Fabaceae	UR
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae	UR
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	Fabaceae	PR
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Fabaceae	UP
<i>Caesalpinia peltophoroides</i> Benth.	Fabaceae	U
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	Fabaceae	UPR
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Fabaceae	UPR
<i>Gleditsia amorphoides</i> (Griseb.) Taub.	Fabaceae	P
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Fabaceae	UPR
<i>Inga marginata</i> Wild.	Fabaceae	UPR
<i>Inga striata</i> Benth.	Fabaceae	U
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Fabaceae	UPR
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Fabaceae	R
<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	Fabaceae	PR
<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	Fabaceae	UP
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae	UPR
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	U
<i>Senegalia nitidifolia</i> (Speg.) Seigler & Ebinger	Fabaceae	R
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Fabaceae	P
<i>Senegalia velutina</i> (DC.) Seigler & Ebinger	Fabaceae	P
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Lamiaceae	U
<i>Aegiphila mediterranea</i> Vell.	Lamiaceae	P
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	Lauraceae	UPR
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	UPR
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	R
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	Lauraceae	R
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	Lauraceae	U
<i>Ocotea</i> sp.	Lauraceae	U
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Loganiaceae	P

<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Malvaceae	U
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Malvaceae	P
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	Melastomataceae	U
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	URP
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	UPR
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	Meliaceae	UP
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Meliaceae	UP
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Meliaceae	
<i>Hennecartia omphalandra</i> J. Poiss.	Monimiaceae	PR
<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	Monimiaceae	R
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	U
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Don ex Steud.	Moraceae	P
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer	Moraceae	R
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	Myrtaceae	R
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Mart. ex O. Berg	Myrtaceae	PR
<i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand	Myrtaceae	UR
<i>Eugenia</i> cf. <i>gracilima</i> Kiaersk.	Myrtaceae	R
<i>Eugenia moraviana</i> O.Berg	Myrtaceae	R
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	Myrtaceae	R
<i>Eugenia repanda</i> O.Berg	Myrtaceae	UR
<i>Eugenia</i> sp.	Myrtaceae	P
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	UR
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	Myrtaceae	UP
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Nyctaginaceae	U
<i>Seguiera americana</i> L.	Phytolaccaceae	PR
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Primulaceae	PR
<i>Eryobotria japonica</i> (Thunb.) Lindl. *	Rosaceae	U
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae	PR
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Rutaceae	UPR
<i>Citrus aurantium</i> L. *	Rutaceae	UR
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Rutaceae	U
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Salicaceae	PR
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Salicaceae	PR
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	UP
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	UR
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Sapindaceae	PR
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae	U
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Sapotaceae	UPR
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Sapotaceae	UPR
<i>Styrax acuminatus</i> Pohl	Styracaceae	R
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	P

Onde U=Fragmento da UFPR, P=Fragmento do Parque Estadual de São Camilo, R=Fragmento da Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Açú. Espécies exóticas foram destacadas com asterisco “\*” seguido do nome científico.

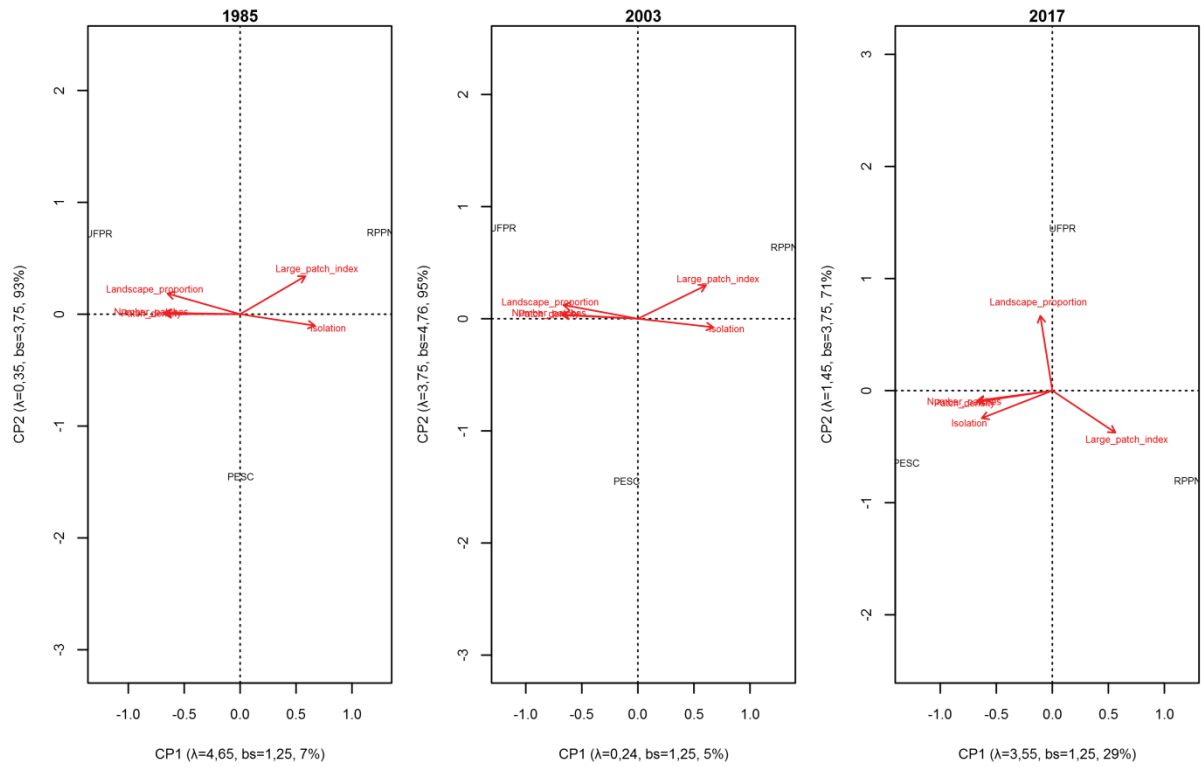
## APÊNDICE 2 (CAPÍTULO 2) – PROPORÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DOS ATRIBUTOS FUNCIONAIS ENTRE AS COMUNIDADES ARBÓREAS ESTUDADAS



Onde UFPR representa o fragmento da Universidade Federal do Paraná, PESC o Parque Estadual de São Camilo e RPPN a Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Açú.



### APÊNDICE 3 (CAPÍTULO 2) – ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS UTILIZADAS PARA A ESCOLHA DAS MÉTRICAS DA PAISAGEM MENOS CORRELACIONADAS.



Onde  $\lambda$ ="eigenvalues", bs="broken stick", seguidos da porcentagem de explicação de cada eixo.

**APÊNDICE 4 (CAPÍTULO 2) – MODELOS SELECIONADOS COM  $\Delta AIC_c < 2$  CONSIDERADOS PARA EXPLICAR RELAÇÕES ENTRE AS MÉTRICAS DE DIVERSIDADE E DE PAISAGEM.**

Ano	Modelo	Resposta	Preditora	AICc	$\Delta AIC_c$	df	Peso	P-valor
1985	RIQ8503	Riqueza de espécies	LPI	187.4	0	3	0.562	1.74E-08
1985	SHA8505	Diversidade Taxonômica	EDNN	21.6	0	3	0.39	ns
1985	SHA8503	Diversidade Taxonômica	LPI	22.5	0.9	3	0.247	ns
1985	SHA8502	Diversidade Taxonômica	LPI	22.7	1.1	3	0.226	ns
1985	SFR8503	SESFRic	LPI	326.5	0	3	0.48	1.74E-08
1985	EVE8502	FEve	LP	-134.5	0	3	0.42	0.019
1985	EVE8505	FEve	EDNN	-133.7	0.8	3	0.288	ns
1985	DIV8502	FDiv	LP	-139.3	0	3	0.5099	0.004
1985	DIV8505	FDiv	EDNN	-138.4	1	3	0.3147	ns
1985	SPD8502	SESPD	LP	104.1	0	3	0.447	0.009
1985	SPD8505	SESPD	EDNN	104.7	0.6	3	329	ns
1985	NRI8505	NRI	EDNN	101.5	0	3	0.409	0.030
1985	NRI8503	NRI	LPI	102.7	1.2	3	0.221	ns
1985	NRI8502	NRI	LP	102.7	1.3	3	0.219	ns
1985	NTI8502	NTI	LP	101.6	0	3	0.49	0.005
1985	NTI8505	NTI	EDNN	102.6	1	3	0.296	ns
2003	RIQ0303	Riqueza de espécies	LPI	187.4	0	3	0.432	ns
2003	SHA0305	Diversidade Taxonômica	EDNN	20.9	0	3	0.398	ns
2003	SHA0302	Diversidade Taxonômica	LP	21.3	0.4	3	0.327	ns
2003	SHA0303	Diversidade Taxonômica	LPI	22.5	1.6	3	0.178	ns
2003	SFR0303	SESFRic	LPI	326.5	0	3	0.48	3.81E-06
2003	EVE0302	FEve	LP	-133.5	0	3	0.336	0.019
2003	EVE0305	FEve	EDNN	-133.6	0.4	3	0.272	ns
2003	DIV0302	FDiv	LP	-137	0	3	0.418	0.004
2003	DIV0305	FDiv	EDNN	-137.3	0.7	3	0.299	ns
2003	SPD0302	SESPD	LP	104.9	0	3	0.385	0.030
2003	SPD0305	SESPD	EDNN	105.3	0.4	3	0.319	ns
2003	NRI0305	NRI	EDNN	100.7	0	3	0.414	ns
2003	NRI0302	NRI	LP	101.1	0.4	3	0.332	ns
2003	NTI0302	NTI	LP	103	0	3	0.384	0.005
2003	NTI0305	NTI	EDNN	103.7	0.7	3	0.278	ns
2017	RIQ1703	Riqueza de espécies	LPI	187.4	0	3	0.6993	0.004
2017	SHA1703	Diversidade Taxonômica	LPI	22.5	0	3	0.4189	ns
2017	SHA1702	Diversidade Taxonômica	LP	22.9	0.4	3	0.3466	ns
2017	SFR1703	SESFRic	LPI	326.5	0	3	0.48	9.63E-09
2017	EVE1702	FEve	LP	-132.6	0	3	0.462	0.019
2017	EVE1705	FEve	EDNN	-133.2	1.4	3	0.234	ns
2017	DIV1702	FDiv	LP	-139.5	0	3	0.747	0.004
2017	SPD1702	SESPD	LP	104	0	3	0.562	0.030
2017	NRI1703	NRI	LPI	102.7	0	3	0.3882	ns
2017	NRI1702	NRI	LP	103	0.2	3	0.3431	ns
2017	NTI1702	NTI	LP	101.5	0	3	0.686	ns

Onde LP=Proporção da paisagem, LPI=Índice do maior mancha e EDNN=Distância euclidiana do vizinho mais próximo.

## ANEXO 1 – INSTRUÇÕES PARA AUTORES E NORMAS DE FORMATAÇÃO DA REVISTA JOURNAL OF VEGETATION SCIENCE DISPONÍVEIS ONLINE.

### Manuscript formatting and style

**Parts of the manuscript.** The manuscript should be submitted in separate files: (1) main text file with embedded figures and tables; (2) supplementary information.

**Language.** Manuscripts must be written in English (either British or American throughout). They should be concise, because concise papers often make more impact on the reader.

**Formatting.** JVS has removed most formatting requirements for the initial submission of articles to the journal. Under this scheme, new manuscripts, or manuscripts previously considered by other journals, can be submitted to JVS without excessive formatting/reformatting requirements. As long as manuscripts contain a title, author list and affiliation(s), abstract, introduction, methods, results, discussion, and the list of references, the text is line-numbered, and figure legends are included on the same page as the figure to which they refer, we will be happy to process the submission through our normal procedures, irrespective of exactly how it is formatted. The aim is to allow swift consideration of the work, with only those manuscripts that have to be resubmitted following review needing to be reformatted to JVS style.

**Footnotes.** Footnotes to the text are not allowed and any such material should be incorporated into the text as parenthetical matter.

**Abbreviations:** In general, terms should not be abbreviated unless they are used repeatedly and the abbreviation is helpful to the reader. Initially, use the word in full, followed by the abbreviation in parentheses. Thereafter use the abbreviation only. Country abbreviations are by two-letter code (but note UK, not GB).

**Taxon nomenclature.** Refer to a source for unified scientific nomenclature of plant taxa or vegetation units (e.g. standard flora, checklist, vegetation monograph or a well-established online database such as Euro+Med PlantBase or USDA Plants, with accession date) in Methods. Do not use author citation for taxon names in the text unless it is really needed for disambiguation.

**Common plant names.** Use scientific (not English) taxon names throughout the paper. Exceptions are the well-known names of species that constitute dominants of the studied vegetation types, provided they are often mentioned in the text (e.g. oak, black spruce). Also for these species, scientific name has to be given on the first mention.

**Units of measurement.** Measurements should be given in SI or SI-derived units, e.g. mg.m<sup>-2</sup>.yr<sup>-1</sup>. The time unit for contemporary phenomena can be 's', 'min', 'hr', 'week', 'mo' or 'yr'. For palaeo-time use 'ka' or 'Ma'; make always clear whether 14C years or calendar (calibrated) years BP (before present) are used. Dates should be in the format: 2 Sep 2017, i.e. with the month as three letters. Months on their own should be in full: September.

**Numbers.** Numbers in the text of up to ten (integers) should be spelt out, e.g. 'ten quadrats', 'five sampling times'; above ten in digits, e.g. '11 sampling times'. Exceptions are measurements with a unit (8 g); age (6 weeks old), or lists with numbers higher than ten (11 oaks, 9 birches, 4 poplars). Use '.' for a decimal point. Thousands in large numbers (10 000 and higher) should be indicated by a space, e.g. 10 000, but 2000.

**Symbols.** Symbols for variables and parameters should be in italics (e.g. *p* for probability).

### Main Text File

The information in the main text file should be presented in the following order:

Title;

A short running title of less than 40 characters;

The full names of the authors, possibly with ORCID codes;

The author's institutional affiliations;

Funding information

Abstract and keywords;

Main text;

Acknowledgements;

Author contributions (optional);

Data accessibility;

References;

Tables with legends;

Figures with legends;

Appendices (only for mathematical formulas or descriptions of new syntaxa; any other appendices should be in electronic Supplementary Information).

**Title.** The title should be short and informative, containing major key words related to the content. The title should not contain abbreviations and author names for scientific names of organisms. Use words rather than symbols in the Title (and also in Abstract and Keywords), e.g. 'beta' rather than ' $\beta$ ', in order to ensure correct transfer to bibliographic databases.

**The author's institutional affiliations.** Follows the current format of the journal, e.g.:

Peter B. Bush<sup>1</sup>, George Smith<sup>2</sup>, E. Fred Wang<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Department of Ecology, University of the South, Southend-on-Sea, UK

<sup>2</sup>Botany Department, Little Marsh University, Little Marsh, CA, USA

**Correspondence.** Fred Wang, Botany Department, Little Marsh University, Little Marsh, CA, USA.

Email: wang@little-marsh.edu

**Funding information.** Provide funding information as a separate section to be placed in the left column on the first page of the article. Indicate the names of the funding sources, each followed by brackets with grant codes and, if necessary, with initials of the author who received this particular funding. Do not mention funding information in the Acknowledgements section.

**Abstract.** The Abstract of a Research Article should be divided into the following named sections: 'Questions', 'Location', 'Methods', 'Results', and 'Conclusions'. The first section should also briefly explain the context and motivation of the study, before stating the questions; alternatively, this section can be called 'Aims' if it is not appropriate to start the Abstract with questions (e.g. in papers presenting new methods). Section titles in singular ('Question', 'Aim') can be used if appropriate. The 'Location' section is not used in studies unrelated to a specific area. The 'Methods' section can be omitted in Synthesis papers. The article types Forum, Report and Commentary use shorter abstracts not divided into sections. The Abstract length should not exceed 300 words for Research Article and Synthesis papers, 200 words for Forum and Report papers, and 60 words for Commentary papers. If possible, avoid using abbreviations in the Abstract. Do not use references (except for Commentary papers) and authors of scientific names of organisms in the Abstract.

**Keywords.** There should be 8–12 keywords, separated by commas. Keywords may be keyword phrases rather than just single words. To optimize the article for search engines, the Keywords section may repeat the most important words from the title (see Wiley's best practice SEO tips).

**Main Text.** The main text is typically divided into Introduction, Methods, Results, Discussion and (optionally) Conclusions. Methods, Results and Discussion can be further divided into subsections. Introduction should provide the broader context of the current study, briefly describe current state of knowledge, explain why the topic of the paper is important or interesting, and end with questions, hypotheses or a clear statement of the paper's aims.

**Acknowledgements.** Contributions from anyone who is not an author of the paper should be mentioned, with permission from the contributor. Financial and material support should be mentioned here only if more details are needed than in the brief format used in the Funding section. Thanks to anonymous reviewers should be avoided.

**References.** References should be prepared in the APA style, i.e. according to the Publication Manual of the American Psychological Association (6th edition). For more information about APA referencing style, please refer to the APA FAQ.

Unpublished sources should be indicated as 'unpubl.' or 'pers. comm.' (the latter with date and description of the type of knowledge, e.g. 'local farmer'). Submitted papers may be cited only if they are in some journal's editorial process, and the reference will have to be removed if the item has not been published (at least in early online view) by that journal by the time proofs are corrected for the citing paper.

The References section should provide a complete reference list ordered alphabetically by name at the end of the paper. For references with up to seven authors, all authors are listed. If there are eight or more authors, only the first six and the last one are listed, while the others are replaced by '...'. Always give the full name of the journals. Please note that for journal articles, issue numbers are not included unless each issue in the volume begins with page 1, and a DOI should be provided for all references where available.

References in the languages that use the Latin alphabet are cited in the original language. Optionally, titles of papers, book chapters of books can be followed by an English translation in square brackets. Titles of the journals or books in the citations of book chapters are not translated. The use of translations should be consistent within each paper (e.g. for all citations in the paper, or all citations in less known languages translated and all citations in widespread languages not translated).

**Tables.** Tables should be self-contained and complement, not duplicate, information contained in the text or figures. They should be supplied in editable format embedded in the main text file, not pasted as images. Please avoid using vertical lines in the tables. If some part of the table needs to be highlighted (e.g. groups of important

species), use background shading (not framing or boldface). For large tables with many empty cells, fill the empty cells with dots to facilitate reading.

The legend of each table should be above the table on the same page. Legends should be concise but comprehensive – the table, legend, and footnotes must be understandable without reference to the text. The first sentence of the legend should comprise a short title for the table. Units should appear in parentheses in the column headings, not in the body of the table.

**Figures.** Figures in the submitted manuscript should be embedded in the main text file and supplied at the size at which they are intended to be printed: either one-column or full-page width, with all details readable at this size. Any unnecessary lines (e.g. frames around the graph) should be avoided.

The definitions of symbols and lines should be given as a visual key on the figure itself, not as a word key (e.g. 'solid bars', 'open circle', 'dashed line') in the legend. Sub-graphs within one figure should be headed with a lowercase letter and a brief heading. Wherever space allows, full labels instead of abbreviations should be used in the figures; otherwise abbreviations should be explained in the caption. Sans-serif fonts should be used in figures. Scale bars should be given on maps and microphotographs.

Figures submitted in colour may be reproduced in colour online free of charge, while published in black and white in the printed journal version. If this option is selected, please make sure that the figure content is still legible if printed in black and white. See the paragraph "Publication Charges for Colour Figures" below.

Figure legends should be included within the manuscript text file on the same page as the figure to which they refer, to ease the reading by editors and referees. The legend should contain sufficient information for the figure to be understood without reference to the text of the paper. The first sentence of the legend should comprise a short title for the figure.

The resolution and visual clarity of the images submitted for final publication should be high to achieve best result in printed and electronic version of the article. Click here for the post-acceptance figure requirements.

**Printed Appendices.** Printed appendices can only be used for more extensive materials containing mathematical formulas or for descriptions of new syntaxa following the International Code of Phytosociological Nomenclature. Appendices have to be referred to in the text. Any other appendices should be included in electronic Supporting Information.

**Supporting Information.** Supporting Information is information that is not essential to the article, but provides greater depth and background. It is hosted online and appears without editing or typesetting. It may include tables, figures, extra photographs, datasets, calculation examples, computer program source codes, etc. This material will not appear in the printed paper, but will be freely available in the Wiley Online Library. Click here for Wiley's FAQs on supporting information.

Individual items of Supporting Information (electronic appendices) are called Appendix S1, Appendix S2 and all of them must be referred from the main text. Each electronic appendix should start with a reference to the original paper, followed by a detailed appendix caption, for example:

All PDF files in electronic appendices should, so far as is practicable, should be prepared in a similar style to the printed/PDF issues of the journal, using similar font types and sizes. Please use our Microsoft Word template file for electronic appendices.

Electronic appendices with written text and short tables should be in PDF. Large tables of raw data that the reader might wish to use, as well as computer program codes, should be in plain text (TXT or CSV) format. Figures and photographs should be embedded in PDF files including captions. Groups of related items (e.g. a set of tables, figures or photographs) should be included in a single appendix.

A list of all appendices with shortened captions must be provided at the end of the paper (after the References section), e.g. 'Appendix 2. Photographs of the main types of deciduous forest in the study area'. These shortened captions should not include detailed technical explanations, which should only appear in the captions within electronic appendices.

Supplementary Information should be submitted for review with the first version of the manuscript, but uploaded as a separate file.

If data, scripts, or other artefacts used to generate the analyses presented in the paper are available via a publicly available data repository, authors should include a reference to the location of the material within their paper.

## ANEXO 2 – INSTRUÇÕES PARA AUTORES E NORMAS DE FORMATAÇÃO DA REVISTA BIOTA NEOTROPICA DISPONÍVEIS ONLINE.

### Instruções aos Autores

Em todos os textos deve ser utilizada, como fonte básica, Times New Roman, tamanho 10. Nos títulos e subtítulos podem ser utilizados tamanhos 11 ou 12, conforme o caso. Podem ser utilizados negritos, itálicos, sublinhados, subscritos e superscritos, quando pertinente. Evite, porém, o uso excessivo desses recursos. Em casos especiais, podem ser utilizadas as seguintes fontes: Courier New, Symbol e Wingdings. A utilização dessas fontes deverá ser feita apenas em casos especiais. (ver item fórmulas abaixo)

Apenas dois níveis de subtítulos serão permitidos, abaixo do título de cada seção. Apenas um nível de numeração será permitida em parágrafos, assim como, será permitido apenas um nível de itemização. Os títulos e sub-títulos deverão ser numerados em algarismos arábicos seguidos de um ponto para auxiliar na identificação de sua hierarquia quando da formatação final do trabalho. Ex. 1. Introdução; 1.1 sub-título; 1.1.1 sub-sub-título).

### Documento principal

O corpo principal do trabalho, os títulos, resumos e palavras-chave em português ou espanhol e inglês, e referências bibliográficas, devem estar contidos em um único arquivo chamado principal.rtf ou principal.doc. Esse arquivo não deve conter tabelas ou figuras, que deverão estar em arquivos separados, conforme descrito a seguir. O manuscrito deverá seguir o seguinte formato:

1. Título e Autores
  - Título conciso e informativo;
  - Título resumido
  - nome completo dos autores; filiações e endereços completos com links eletrônicos para as instituições, indicando o autor para correspondência e respectivo email.
2. Resumos
3. Os resumos devem conter, no máximo, 1500 palavras.
  - Título em inglês
  - Resumo em inglês
  - Palavras-chave em inglês
  - Título em português ou espanhol
  - Resumo em português ou espanhol
  - Palavras-chave em português ou espanhol

### 4. Corpo do Trabalho

No caso do trabalho estar nas categorias "Artigo Científico", "Short Communications", "Inventários" e "Chaves de Identificação" deverá ter a seguinte estrutura:

- Introdução
- Material e Métodos
- Resultados
- Discussão
- Agradecimentos
- Referências bibliográficas.

A critério do autor, os itens Resultados e Discussão podem ser fundidos.

No caso da categoria "Inventários" a listagem de espécies, ambientes, descrições, fotos etc, devem ser enviadas separadamente para que possam ser organizadas conforme formatações específicas.

No caso da categoria "Chaves de Identificação" a chave em si deve ser enviada separadamente para que possa ser formatada adequadamente.

No caso de referência a material coletado é obrigatória a citação das coordenadas geográficas do local de coleta. A citação deve ser feita em graus, minutos e segundos. Ex. 24N 32'75". Nos casos de referências a espécies ameaçadas, deve-se especificar apenas graus e minutos.

Colocar as citações bibliográficas de acordo com o seguinte padrão: Silva (1960) ou (Silva 1960); Silva (1960, 1973); Silva (1960a, b); Silva & Pereira (1979) ou (Silva & Pereira 1979); Silva et al. (1990) ou (Silva et al. 1990); (Silva 1989, Pereira & Carvalho 1993, Araujo et al. 1996, Lima 1997). Citar referências a resultados não publicados ou trabalhos submetidos da seguinte forma: (A.E. Silva, dados não publicados). Em trabalhos taxonômicos, detalhar as citações do material examinado, conforme as regras específicas para o tipo de organismo estudado.

Citar números e unidades da seguinte forma: escrever números até nove por extenso, a menos que sejam seguidos de unidades. Utilizar, para número decimal, vírgula nos artigos em português ou espanhol (10,5



m) ou ponto nos escritos em inglês (10.5 m). Utilizar o Sistema Internacional de Unidades, separando as unidades dos valores por um espaço (exceto para porcentagens, graus, minutos e segundos); utilizar abreviações sempre que possível. Não inserir espaços para mudar de linha caso a unidade não caiba na mesma linha.

Não use notas de rodapé, inclua a informação diretamente no texto, pois torna a leitura mais fácil e reduz o número de links eletrônicos do manuscrito.

#### 5. Referências

bibliográficas

Adotar o formato apresentado nos seguintes exemplos:

1. SMITH, P.M. 1976. The chemotaxonomy of plants. Edward Arnold, London.
2. SNEDECOR, G.W. & COCHRAN, W.G. 1980. Statistical Methods. 7 ed. Iowa State University Press, Ames.
3. SUNDERLAND, N. 1973. Pollen and anther culture. In Plant tissue and cell culture (H.F. Street, ed.). Blackwell Scientific Publications, Oxford, p.205-239.
4. BENTHAM, G. 1862. Leguminosae. Dalbergiae. In Flora Brasiliensis (C.F.P. Martius & A.G. Eichler, eds.). F. Fleischer, Lipsiae, v.15, pars 1, p.1-349.
5. MANTOVANI, W., ROSSI, L., ROMANIUC NETO, S., ASSAD-LUDEWIGS, I.Y., WANDERLEY, M.G.L., MELO, M.M.R.F. & TOLEDO, C.B. 1989. Estudo fitossociológico de áreas de mata ciliar em Mogi-Guaçu, SP, Brasil. In Simpósio sobre mata ciliar (L.M. Barbosa, coord.). Fundação Cargil, Campinas, p.235-267.
6. FERGUSON, I.B. & BOLLARD, E.G. 1976. The movement of calcium in woody stems. Ann. Bot. 40:1057-1065.
7. STRUFFALDI-DE VUONO, Y. 1985. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica de São Paulo, SP. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Abreviar títulos dos periódicos de acordo com o "World List of Scientific Periodicals".

6. Para citação dos trabalhos publicados na Biota Neotropica  
Exemplo: PORTELA, R.C.Q. & SANTOS, F.A. M. 2003. Alometria de plântulas e jovens de espécies arbóreas: copa x altura. Biota Neotropica 3(2):<http://www.biotaneotropica.org.br/v4n2/pt/abstract?article+BN03104022004>

#### Tabelas

Cada tabela deve ser enviada em arquivo separado. Cada arquivo deve ser denominado como tabelaN.EXT, onde N é o número da tabela e EXT é a extensão, de acordo com o formato utilizado, ou seja, doc para tabelas produzidas em formato MS-Word, rtf para as produzidas em Rich Text Format, ou xls, para as produzidas em MS-Excel. Esses são os três únicos formatos aceitos. Assim, o arquivo contendo a tabela 1, que esteja em formato MS-Excel, deve se chamar tabela1.xls. Evitar abreviações, exceto para unidades. Cada tabela deve ter seu título anexado em sua parte superior.

#### Figuras

Cada figura deve ser enviada em arquivo separado. Cada arquivo deve ser denominado como figuraN.EXT, onde N é o número da figura e EXT é a extensão, de acordo com o formato da figura, ou seja, jpg para imagens em JPEG, gif para imagens em formato gif, tif para imagens em formato TIFF, bmp para imagens em formato BMP. Assim, o arquivo contendo a figura 1, cujo formato é tif, deve se chamar figura1.tif. Aconselha-se o uso de formatos JPEG e TIFF para fotografias e GIF ou BMP para gráficos. Outros formatos de imagens poderão também ser aceitos, sob consulta prévia. As imagens devem ser enviadas na melhor resolução possível. Imagens com resolução menor que 300 dpi podem comprometer a qualidade final do trabalho, quando impresso pelo usuário final. O tamanho da imagem deve, sempre que possível, ter uma proporção de 3x2 ou 2x3 entre a largura e altura. Os textos inseridos nas figuras devem utilizar fontes sans-serif, como Arial ou Helvética, para maior legibilidade. Figuras compostas por várias outras devem ser enviadas, cada parte, em arquivos separados identificados por letras. Ex. figura1a.gif, figura2a.gif etc. Utilize escala de barras para indicar tamanho. As figuras não devem conter legendas, estas deverão ser especificadas em arquivo próprio (veja abaixo). É imprescindível que o autor abra os arquivos que preparou para submissão e verifique, cuidadosamente, se as figuras, gráficos ou tabelas estão, efetivamente, no formato desejado.

#### Fórmulas

Fórmulas que puderem ser escritas em uma única linha, mesmo que exijam a utilização de fontes especiais (Symbol, Courier New e Wingdings), poderão fazer parte do texto. Ex.  $a = pr^2$  ou  $Na_2HPO_4$ , etc.

Qualquer outro tipo de fórmula ou equação deverá ser considerada uma figura e, portanto, seguir as regras estabelecidas para figuras.

### **Legendas**

Deve ser enviado um arquivo chamado legenda.doc ou legenda.rtf, dependendo do formato utilizado, contendo as legendas de todas as figuras. Cada legenda deve estar contida em um único parágrafo e deve ser identificada, iniciando-se o parágrafo por Figura N, onde N é o número da figura. Figuras compostas podem ou não ter legendas independentes. Caso uma tabela tenha uma legenda, essa deve ser incluída nesse arquivo, contida em um único parágrafo, sendo identificada iniciando-se o parágrafo por Tabela N, onde N é o número da tabela.